



ALTERRA

Beverratten in opmars

Onderzoek naar levenskansen, effecten en bestrijding

F.J.J. Niewold & D.R. Lammertsma



Alterra-rapport 140, ISSN 1566-7197

Beverratten in opmars

Beverratten in opmars

Onderzoek naar levenskansen, effecten en bestrijding

F.J.J. Niewold

D.R. Lammertsma

Alterra-rapport 140

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2000

REFERAAT

F.J.J. Niewold en D.R. Lammertsma, 2000. *Beverratten in opmars; onderzoek naar levenskansen, effecten en bestrijding*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 140. 92 blz. 10 fig.; 11 tab.; 80 ref.

In dit rapport zijn de resultaten neergelegd van een onderzoek naar de noodzaak voor een structurele bestrijding van de beverrat in ons land. Daarbij is o.a. gebruik gemaakt van gegevens en gedode dieren verzameld tijdens de in 1999 gestarte intensieve bestrijding door muskusrattenbestrijders. Op basis hiervan werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd met het populatiemodel Vortex. De populaties bleken erg gevoelig voor relatief kleine veranderingen in sterfte en in de frequentie van voorkomen van strenge winters. Jacht, intolerantie en de georganiseerde bestrijding hebben in belangrijke mate het voorkomen van de beverrat in ons land beperkt. In de jaren negentig breidde de populatie zich vanuit Midden-Limburg langs de Maas en Waal uit, dankzij vrijlatingen en een ontoereikende bestrijding. Bij verdere uitbreiding in ons land naar de moerasgebieden als kerngebieden, kunnen de aantallen oplopen tot een kleine 40.000 dieren, bij dichtheden van 0,7-3,0 stuks per ha. Ter voorkoming en beperking van risico's van graverij in dijklichamen, vraatschade aan landbouwgewassen en ecologische effecten wordt een aantal meer structurele bestrijdingswijzen voorgesteld met verschillende doelstellingen, bestrijdingsintensiteit en kosten. Ter voorkoming van bijvangsten zal daarbij bijna uitsluitend gebruik worden gemaakt van levend vangende vangkooien.

Trefwoorden: Beverrat, *Myocastor coypus*, structurele bestrijding, dichtheden, verloop aantallen, verspreiding, vrijlatingen, vangkooien, populatiesimulatie, moerasgebieden, graverij in dijklichamen, vraatschade.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 40,00 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 140. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2000 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Inhoud

Woord vooraf	9
Samenvatting	11
1 Inleiding	15
1.1 Achtergrond en probleemstelling	15
1.2 Doelstellingen	16
2 Materiaal en methoden	19
2.1 Veldgegevens	19
2.2 Interviews en literatuur	19
2.3 Verzameling en onderzoek van dode dieren	19
2.4 Het populatiesimulatiemodel Vortex	20
2.4.1 Algemeen	20
2.4.2 Modelkarakteristieken	20
3 Populatiedemografische aspecten	23
3.1 Onderzoek van de gedode dieren	23
3.1.1 Leeftijd	23
3.1.2 Groei	24
3.1.3 Voortplanting	25
3.1.4 Pelskleur	26
3.1.5 Conditie	27
3.2 Nadere gegevens over de vangsten	27
3.2.1 Leeftijd en seksratio van de gevangen beverratten	27
3.2.2 Vangmethoden	28
3.2.3 Pelskleur	29
3.2.4 Bijvangsten	29
3.3 Discussie en conclusies	30
3.3.1 De leeftijdsopbouw	30
3.3.2 De lichaamsgroei en voortplanting	30
3.3.3 De pelskleur	31
3.3.4 Winterse omstandigheden	32
3.3.5 Selectiviteit bij de bestrijding	32
4 De leefomstandigheden	35
4.1 Leefwijze	35
4.2 Habitat	36
4.3 Dichtheden	37
4.4 Discussie en conclusies	38
5 De beverratpopulatie in model	39
5.1 Parameterisatie	39
5.2 Simulaties	39

5.2.1	Het basisscenario	39
5.2.2	Effecten van wintercatastrofes en bestrijding	40
5.3	Gevoeligheidsanalyses	42
5.4	Discussie en conclusies	43
6	De ontwikkeling van de Nederlandse populaties	45
6.1	Historie	45
6.2	Recente ontwikkeling	45
6.3	Effecten van de bestrijding	48
6.3.1	De georganiseerde bestrijding	48
6.3.2	Particuliere bestrijding	49
6.4	Synthese: het perspectief van de beverrat in ons land	50
7	Ecologisch functioneren	53
7.1	Vraat van landbouwgewassen	53
7.1.1	Omvang vraatschade	53
7.1.2	Omstandigheden waaronder vraatschade optreedt	54
7.1.3	Schattingen omtrent potentiële schade	55
7.1.4	Kosten en baten bij plaatselijke schadebestrijding	56
7.1.5	Discussie en conclusies	57
7.2	Graverij in oeversloten	59
7.2.1	Omvang	59
7.2.2	Discussie en conclusies	59
7.3	Effecten op natuurwaarden	60
7.3.1	Algemeen	60
7.3.2	In Nederland	61
7.4	Ziekten en parasieten	62
7.5	Discussie en conclusies	63
8	Voorstellen voor structurele bestrijding	65
8.1	De praktijk van de bestrijding	65
8.1.1	Bestrijdingsmethoden	65
8.1.2	Bestrijdingsstrategieën	66
8.1.3	Discussie en conclusies	66
8.2	Mogelijkheden voor structurele bestrijding in Nederland	68
8.2.1	Een algemeen kader	68
8.2.2	Particuliere bestrijding	69
8.2.3	De beverrat uit ons land	69
8.2.4	Bestrijding gericht op beperking van schade	72
8.3	Discussie en aanbevelingen	74
9	Slotconclusies en aanbevelingen	77
9.1	Conclusies	77
9.2	Aanbevelingen	78
9.2.1	Bestrijding	78
9.2.2	Onderzoek	79

Literatuur	81
------------	----

Bijlagen

1 De parameterwaarden van het basisscenario voor een populatie beverratten	87
--	----

Woord vooraf

De oorspronkelijk in Zuid-Amerika levende beverratten, ook wel moerasbevers of nutria's (*Myocastor coypus*) genoemd, gedijen niet alleen goed in kwekerijen, maar in veel andere landen ook in de vrije natuur. In Azië, Afrika, Noord-Amerika en delen van Europa werden ze uitgezet. In andere landen, waaronder Nederland ontsnapten ze of werden vrijgelaten uit kwekerijen tijdens perioden met lage pelsprijzen. De dieren werden eveneens door actievoerders tegen bont uit kwekerijen geroofd en elders vrijgelaten. Bijna overal waar dit knaagdier met zijn semi-aquatische leefwijze buiten zijn oorspronkelijke leefgebied voorkomt, wordt hij nu bestreden vanwege zijn vraat in moerasgebieden en van landbouwgewassen en schade en risico's van graverij aan oeverkanten van watergangen en irrigatiekanalen. Bovendien bestaan er aanwijzingen dat deze exoot een concurrent is van de inheemse zoogdieren met een semi-aquatische leefwijze. In Engeland is een goed georganiseerde uitroeiingscampagne in de jaren tachtig succesvol geweest. Het is een goed voorbeeld van wat onnadenkende introducties van vreemde soorten teweeg kunnen brengen.

In ons land wordt de soort, die ernstig te lijden heeft van strenge winters, reeds vanaf 1935 in het veld gesignaleerd, maar is vanaf omstreeks 1950 in Midden-Limburg permanent aanwezig. Tot rond 1990 werden de populaties redelijk in toom gehouden door plaatselijke bestrijding en jacht ter voorkoming van schade, alsmede ten gevolge van strenge winters. De laatste jaren hebben de dieren zich echter snel uitgebreid, vooral naar gebieden langs de Maas, Waal en Grevelingen.

Door de Landelijke Coördinatie Commissie Muskusrattenbestrijding (LCCM) is nu de vraag gesteld wat de oorzaak van deze explosieve toename is, wat de verdere kansen van uitbreiding zijn en of er een noodzaak is voor een permanente bestrijding en hoe deze bestrijding zou moeten worden uitgevoerd in termen van efficiëntie, effectiviteit en risico's voor bijvangsten.

Bij de beantwoording van deze vragen verleende de begeleidende werkgroep met Fred Barends, Rien Gosma en Nico Vloet de nodige ondersteuning vanuit de muskusrattenbestrijding. Bij de terreinbezoeken en het vastleggen in weekstaten van de vanggegevens werd alle medewerking verkregen van de muskusrattenbestrijders. Vooral Jan van de Stelt, Teus van de Heuvel, Teus de Koning, Anton Deelen, Marian Koorevaar, Jan van den Berg, Piet van Es, Sjors 't Mannetje, Wim Lugtenburg, Jo Vrancken, Hein Wolters, Just Teensma, Toon de Roeper, Marco Sanders en Sjef Keustermans waren behulpzaam bij het verzamelen van gedode dieren.

Bij het verrichten van de secties op de dode dieren en het uitwerken van de weekrapporten werd assistentie verleend door Jasper Bok en Floris van Hussen (stage Hogeschool van Amsterdam).

Fred Barends en Rien Gosma voorzagen het conceptrapport van waardevolle kanttekeningen.

Dankzij de inzet en medewerking van deze mensen zou deze studie niet het verloop hebben kunnen krijgen, zoals nu in deze rapportage is neergelegd.

Samenvatting

In dit rapport zijn de resultaten neergelegd van een onderzoek naar de noodzaak voor een structurele bestrijding van de beverrat in ons land. Naast onderzoek van de literatuur is daarbij gebruik gemaakt van gegevens verzameld tijdens de in 1999 gestarte intensievere bestrijding door muskusrattenbestrijders. Tevens werden 336 gedode dieren uit verschillende populaties onderzocht o.a op conditie, leeftijd, sekse en reproductie. Op basis hiervan kon een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd met het populatiedynamische rekenmodel Vortex.

De beverrat met zijn semi-aquatische leefwijze is buiten zijn oorspronkelijke verspreidingsgebied in Zuid-Amerika in vele andere landen in Noord-Amerika, Azië, Afrika en Europa, waaronder Nederland, als waardevol pelsdier met succes ingevoerd of in het veld terechtgekomen na ontsnappingen of vrijlatingen uit pelsdierkwekerijen en particuliere collecties. Vanwege de aanzienlijke schade door vraat aan landbouwgewassen, door graverij aan oeverskanten met risico voor instorting en dijkdoorbraken en ecologisch schade aan moerasvegetaties wordt de soort nu bijna overal in Europa, inclusief in ons land, bestreden.

Dit bijna geheel van planten levend knaagdier is vanaf ca. 1935 geregeld verspreid in ons land aangetroffen. Tot in de tachtiger jaren bleef de meer permanente vestiging beperkt tot een kerngebied in Midden-Limburg langs de Roer en Maas. Deze populatie staat in verbinding met het Duitse achterland langs de Roer, waar een gunstig leefklimaat en tolerantie voor voldoende overlevingskansen in strenge winters zorgen. Door de combinatie van jacht, intolerantie, georganiseerde bestrijding door de muskusrattenbestrijders en het optreden van strenge winters verdwenen elders in het land de periodiek optredende populaties weer snel.

Als gevolg van nieuwe vrijlatingen en ontsnappingen ontstond er daarna in de ontoegankelijke Biesbosch een tweede kernpopulatie. In de jaren negentig hebben de populaties zich vooral stroomafwaarts vrij snel langs de Maas, Waal en Grevelingen uitgebreid. De bestrijding door de provinciale muskusrattenbestrijders, die sterk was gericht op het voorkomen van schade aan landbouwgewassen en oeverskanten, bleek onvoldoende om deze expansie tegen te gaan.

Hoewel de beverrat in onze klimaatzone in Europa op de noordelijke grens van zijn verspreidingsgebied leeft, is het de verwachting dat in strenge winters, zonder bestrijding en met een toenemende tolerantie onder de bevolking, er ook elders in ons land voldoende overlevingskansen voor een aantal dieren zijn om daarna weer populaties op te bouwen.

Ofschoon de beverrat in allerlei wateren kan voorkomen wordt hij bij voorkeur aangetroffen in moerasgebieden met een ruige vegetatie. Daarnaast zijn wateren met een brede water- en oeversplantenzone van betekenis, terwijl in het landelijke gebied begraasde graslanden en landbouwgewassen in sterke mate het voorkomen bepalen.

Onder omstandigheden van vorst trekken de dieren zich terug naar gebieden met betere overlevingskansen, waaronder moerasgebieden, opgewarmde en niet dichtvriezende wateren en nabij restanten van gewassen en voederplaatsen voor dieren.

De Nederlandse populaties bereikten na de zachte winter van 1999-2000 in moerasgebieden, voordat bestrijding plaatsvond, dichtheden tot maximaal ca. 3 stuks per ha, iets lager dan elders in Europa. Het oudst aangetroffen dier had een leeftijd van 12 jaren, overeenkomend met de oudste bekende leeftijd. Het aantal embryo's (gemiddeld 6,3), het percentage drachtige vrouwtjes (74%) en andere kenmerken over reproductie, seksratio, leeftijdsopbouw, groei en grootte waren niet afwijkend van dezelfde gegevens van andere populaties in Europa. De vetconditie van de dieren was goed en er werden, met uitzondering van het voorkomen van leverbot in de Biesbosch (8,6% besmet) een zeer gering aantal afwijkingen, ziekten en parasieten aangetroffen, wat mogelijk samenhangt met de lage dichtheden.

Op basis van de populatiedemografische gegevens werden met het populatiemodel Vortex simulaties en gevoeligheidsanalyses uitgevoerd. De modeluitkomsten, zoals groeisnelheid en generatietijd, kwamen goed overeen met de gegevens van de populaties in het veld. Het model bleek verder erg gevoelig voor relatief geringe veranderingen in sterfte en frequentie van voorkomen van strenge winters. Onder invloed hiervan vertoonde het verloop in aantallen een grote dynamiek, zoals dat ook in het veld optrad. Deze gevoeligheidsanalyses bevestigden de grote invloed van de bestrijding en jacht vooral tijdens strenge winters.

Door de toegepaste bestrijding, die erop gericht was om het optreden van schade zo veel mogelijk te voorkomen en de nog beperkte verspreiding, bleef het schadebeeld inderdaad gering van omvang, op een enkele uitzondering van graverij in oevers en vraat aan landbouwgewassen na.

Volgens een schatting berustend op een landelijke verspreiding van de beverrat in moerasgebiedjes, zou de potentiële jaarlijkse vraatschade aan vooral suikerbieten, graan en maïs tot ca. 1,5 miljoen gulden kunnen oplopen. Over de graafschade in oeverkanten en in kwetsbare dijklichamen kon geen goed beeld worden gevormd, o.a. vanwege herstel door regulier onderhoud, geen onderscheid met graafschade door andere dieren, waaronder muskusratten en de nog beperkte verspreiding van de beverrat. Van ecologische schade was tot nu toe geen sprake, mogelijk als gevolg van de geringe dichtheden.

De bestrijding zoals die tot nu toe met behulp van grote klemmen werd uitgevoerd, heeft zijn beperking vanwege het risico voor mens, huisdier en de vangst van onbedoelde soorten, waaronder kwetsbare en waardevolle soorten zoals das, marter, bever en bunzing. Bovendien bleken jonge dieren niet of in geringe mate in de klemmen te geraken. Daarom wordt in toenemende mate bij de bestrijding, naar Engels voorbeeld, gebruik gemaakt van levend vangende vangkooien, die dagelijks worden gecontroleerd. De bijvangsten kunnen weer worden vrijgelaten, terwijl uit

een eerste onderzoek ook een grote doelmatigheid bleek. Afschot is alleen effectief onder bepaalde omstandigheden, zoals bij hoogwater.

Ter voorkoming van de risico's van graverij in kwetsbare dijklichamen en beperking van schade worden een aantal structurele bestrijdingswijzen voorgesteld met verschillende doelstellingen en bestrijdingsintensiteit. Daarbij zal in principe gebruik worden gemaakt van de levend vangende vangkooien, mede vanwege het verkrijgen van een voldoende maatschappelijk draagvlak. Voorlichting vanwege de dikwijls goed waarneembare vangkooien lijkt daarbij noodzakelijk. Bij de optie voor een particuliere bestrijding zullen de grondeigenaren de kosten van schade en bestrijding dragen. Bij de voorgestelde georganiseerde bestrijding is een onafhankelijk opererend management voor de voortdurende aansturing van de vangactiviteiten gewenst. Vanwege de flexibiliteit en de periodiciteit in aantallen zal het management bij voorkeur worden ingehuurd bij een grote onderzoeksinstelling en de bestrijders bij de muskusrattenbestrijdingsdiensten.

Het voordeel van de aanwezigheid van een structurele bestrijdingseenheid is daarnaast, dat bij een strenge winter deze eenheid snel kan worden ingezet om de overlevende dieren te bemachtigen. Herstel van de populaties kan daarmee worden voorkomen. Alleen in Midden-Limburg is dan nog een permanente bestrijding noodzakelijk om de instroom van beverratten uit het aangrenzende Duitsland op te vangen.

De intensiteit van de bestrijding voor het bereiken van de doelstellingen zal voortdurend moeten worden aangestuurd via verkregen kennis uit onderzoek van een vangstadministratie en gevangen dieren door toepassing van een bruikbaar populatiedynamisch model. Aangezien de gangbare modellen vooral effecten van bestrijding en winterse omstandigheden niet goed kunnen verwerken, is het aan te bevelen om hiervoor een aangepast model te ontwikkelen.

Het is verder van groot belang dat het vrijkomen van beverratten uit collecties in gevangenschap in de toekomst wordt voorkomen. Dit kan o.a. worden gerealiseerd door het houden van deze dieren te beperken en te koppelen aan een stringent vergunningenbeleid, zoals de wetgeving onder de komende Flora- en Faunawet dat zal bieden.

De factoren die de aantallen, dichtheden en verspreiding bepalen en die in zekere zin verantwoordelijk zijn voor de mate waarin risico's, overlast en schade optreden, zijn nog dikwijls onduidelijk. Daarom wordt aanbevolen om een experiment uit te voeren, waarbij in één of twee referentiegebieden geen bestrijding wordt uitgevoerd. De populaties en eventuele effecten op de omgeving en op de inheemse flora en fauna zullen voortdurend moeten worden gemeten. Daarnaast kunnen individuele kolonies intensief worden bestudeerd voor onderzoek naar speciale doelstellingen, zoals de effecten van bestrijdingsmiddelen, verjaging, preventieve maatregelen ter voorkoming van schaden, predatie, etc. De resultaten zouden o.a. een betere afweging voor een bestrijding op basis van kosten en baten mogelijk kunnen maken.

Daarnaast is onderzoek naar bestrijdingsmethoden en preventieve maatregelen ter voorkoming van schade aan te bevelen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en probleemstelling

Vanwege de ligging in het deltagebied van enkele grote Europese rivieren (Rijn, Maas en Schelde) bestaat een relatief groot deel van ons land uit zogenaamde wetlands. Onder wetlands worden verstaan de kustwateren, niet dieper dan zes meter, moerassen en wateren die permanent of tijdelijk stilstaand of stromend, zoet, zout of brak water bevatten. Een specifiek en zeer dynamisch onderdeel van wetlands wordt gevormd door de overgangszone naar het land. Nederland bezit dankzij de historisch ontwikkelde veroveringsdrang op vruchtbare waterbodems een bijna eindeloze lengte aan oevers, nog afgezien van de kusten.

Veel diersoorten profiteren van de enorme dichtheid aan oeverkanten, het kunstmatige karakter ervan, de ligging in het intensief bewerkte cultuurlandschap en van een waterstand die kunstmatig stabiel wordt gehouden. De helft van het aantal soorten onder de oeverbewonende zoogdieren in ons land bestaat uit oorspronkelijk uitheemse soorten. De bruine rat vestigde zich in de 19de eeuw massaal in ons land en de muskusrat ontwikkelde zich na 1940 tot een nationaal plaagdier. De nog steeds geregeld uit pelsdierfarms ontsnappende Amerikaanse nerts en de beverrat weten zich plaatselijk te handhaven. De drie laatste soorten werden als kweekdieren voor de bontproductie uit Amerika naar Europa gebracht. Bij de vogels bevinden zich onder de twaalf nieuwkomers, die zich recent in ons land vestigden of zich uitbreiden, maar liefst tien soorten die aan water zijn gebonden (Lensink 1998). Van de in ons land voorkomende lagere orden van zoetwater gebonden organismen zijn 58 soorten oorspronkelijk uitheems (van den Brink & van der Velde 1998).

In 1992 (Weisz & Joosten) verscheen het manifest 'Bedreigingen en kansen voor zoogdieren in wetlands' waarin aandacht werd gevraagd voor een heel specifieke groep van zoogdieren, die mede als gevolg van de manipulaties met watergangen en oevers, in het gedrang was gekomen. Onder invloed van deze impuls wordt door het IBN (nu Alterra geheten) in het kader van het LNV-programma 319 binnen het onderzoekproject 'achtergrondonderzoek meetnetontwikkeling oeverbewonende zoogdieren', aandacht gevraagd voor de status, bedreigingen, problemen en kansen voor deze karakteristieke groep zoogdieren (Niewold 2000).

Vanaf omstreeks 1920 hebben de Zuid-Amerikaanse beverratten (*Myocastor coypus*, familie *Myocastoridae*) zich vanuit pelsdierkwekerijen in vele landen van vooral Zuid-Europa in het wild gevestigd. In Noord- en Oost-Europa is dit knaagdier met een semi-aquatische leefwijze, als niet-palearctische soort, niet tegen het winterse klimaat opgewassen en in Centraal- en West-Europa kan de soort zich plaatselijk handhaven. Vanaf 1935 worden de beverratten, ook wel moerasbevers, coypus of naar de pelsnaam nutria's genoemd, in ons land aangetroffen. Het betreft hier ontsnapte of losgelaten dieren uit pelsdierkwekerijen en hun nakomelingen. Met uitzondering van enkele verspreid voorkomende exemplaren en populaties, die zich na strenge winters

niet konden handhaven, hebben beverratten zich vanaf ca.1950 in sterk wisselende aantallen in Midden-Limburg, weten te handhaven. Vanaf 1984 heeft zich na vrijlating van dieren uit kwekerijen eveneens een populatie in de Biesbosch gevestigd (Wijlaars & Hoeve 1992; Fey 1993).

Volgens een interim-plan gefinancierd door IPO en Unie van Waterschappen, wordt vanaf januari 1999, voor een periode van twee jaar, ook de beverrattenbestrijding ter hand genomen. Dit wordt uitgevoerd door de bestrijdingsorganisaties van muskusratten en op landelijk niveau gecoördineerd door de Landelijke Coördinatie Commissie Muskusrattenbestrijding (LCCM). Als gevolg van de recente toename van deze dieren wordt ter voorkoming van schade aan waterkerende werken en gewassen met dit interim-plan beoogt om:

- De toename van beverratten te stoppen, dan wel de aantallen te verminderen;
- De verspreiding van de beverrat tot staan te brengen dan wel het verspreidingsgebied te verkleinen.

Tijdens de looptijd dient te worden vastgesteld of de bestrijding een permanent karakter dient te krijgen en zo ja, welke instanties de uitvoering zouden moeten verrichten en de kosten zouden moeten dragen. Aangezien de intensieve, mechanisch uitgevoerde bestrijding van deze dieren niet geheel selectief is, zal ook aandacht moeten worden besteed aan de kansen op bijvangst. Deze problematiek van de beverrat sluit nauw aan bij het project 'achtergrondonderzoek meetnetontwikkeling oeverbewonende zoogdieren'. In opdracht van de LCCM worden door Alterra in dit rapport de bovengenoemde vragen nader uitgewerkt.

1.2 Doelstellingen

Het voorgestelde onderzoek beoogt op grond van bestaande kennis en eigen onderzoek een bijdrage te leveren aan de oplossing van een aantal knelpunten die zijn gerezen bij het verschijnen en de opmars van de beverrat in ons land. Daarnaast zal de beverrat model staan bij een onderzoek naar het verband tussen belastingniveau van zware metalen in de organen en afwijkingen in het orgaanweefsel.

Het onderzoek aan de beverratten zal daartoe in het bijzonder een bijdrage moeten leveren aan de beantwoording van de volgende vragen.

- Wat is het perspectief van de beverrat in ons land in verspreiding en aantal? Hoe belangrijk zijn daarbij de leefomstandigheden in de winter en welke rol heeft de bestrijding tot nu toe gespeeld?
- Hoe is het schadebeeld, zowel kwalitatief als kwantitatief met betrekking tot graafschade aan waterkerende werken en vraatschade aan gewassen in relatie tot de ontwikkeling van de populaties?
- Kan gemotiveerd worden aangegeven of een permanente bestrijding van beverratten wenselijk is en zo ja welke methode(n) en uitvoeringsorganisatie(s) daarbij de voorkeur genieten, vooral in relatie tot efficiëntie, effectiviteit en bijvangsten?

- Hoe functioneren beverratten als ecologische factor, zowel in natuurgebieden als in het landelijk gebied?
- Bestaat er een directe correlatie tussen belastingniveau met zware metalen in organen en eventuele afwijkingen in het weefsel van deze organen?
- Hoe verlopen daarbij in het bijzonder de interacties met de pas geherintroduceerde bever?

De laatste twee vragen zullen vanwege de korte tijdsperiode van het onderzoek in een latere fase in een Alterra-rapportage aan de orde komen, evenals aanvullende informatie over het ecologisch functioneren.

2 Materiaal en methoden

2.1 Veldgegevens

Naast de lopende landelijke administratie op uurhokbasis zullen vanaf januari 2000 in het kader van dit onderzoek door de muskusrattenbestrijders overal waar in Nederland de beverrat wordt aangetroffen, weekformulieren worden ingevuld. Het gaat daarbij om het aantal gecontroleerde vangmiddelen, het aantal gevangen dieren per type vangmiddel en de sekse, lengte, pelskleur, reproductie en andere bijzonderheden van de gevangen dieren. Daarnaast worden bijvangsten en incidentele vondsten van beverratten, zoals verkeersslachtoffers, genoteerd. Deze registratie heeft ten doel een overzicht te verkrijgen van het gebruik van de soorten vangmiddelen per regio, de vangsteffectiviteit per vangmiddel, alsmede de populatieopbouw van de gevangen dieren binnen de verschillende regio's.

Tijdens de veldbezoeken aan de muskusrattenbestrijders is informatie verkregen over de gehanteerde bestrijdingswijze, de toegepaste vangmiddelen, het aantal aanwezige of gevangen dieren per locatie en de leefgebieden van de beverratten. Op de plaatsen waar zich beverratten ophielden is een beschrijving gemaakt van oeverstructuur en de vegetatie. Tevens is daarbij informatie ingewonnen over vraat aan landbouwgewassen en graverij in oevers.

2.2 Interviews en literatuur

Via de muskusrattenbestrijders is aanvullende informatie verkregen over de plaatselijke ontwikkeling van de beverratpopulaties, vangstrategieën en andere bijzonderheden. Via collegae en contacten van de muskusrattenorganisaties is nadere informatie over de ontwikkelingen en bestrijding van beverratten langs onze grenzen in Duitsland en België verzameld.

Bij het literatuuronderzoek is gebruik gemaakt van een zoekopdracht aan de Bibliotheek Wageningen UR in grote artikelenbestanden, terwijl daarnaast gebruik is gemaakt van de verschillende bestanden in het programma Winspurs.

2.3 Verzameling en onderzoek van dode dieren

Een aantal bestrijders uit de Biesbosch, Goeree-Overflakkee (Zuid-Holland) en Limburg verzamelden in diepvrieskisten de gevangen dieren over de periode januari-juni 2000. Vanaf mei zijn alleen nog de geslachtsrijpe vrouwtjes vanaf 50 cm lengte verzameld. Van de dieren zijn morfometrische gegevens zoals gewicht en lichaamslengte gemeten. Tevens zijn de pelskleur en de kleur van de voetzool van de achterpoot genoteerd. Daarnaast werd de reproductieve status bepaald (drachtig, zogend, etc.). Van de drachtige dieren werd het aantal embryo's vastgesteld evenals

het aantal resorpties. Van de dieren die drachtig waren geweest (lacterend, of met een ontwikkelde uterus), zijn de placentale littekens geteld. Bij de mannetjes is onderzocht of er vrij sperma in de zaadleider aanwezig was. Daarnaast zijn de dieren onderzocht op pathologisch-anatomische veranderingen door ziektes en op aanwezige parasieten. Microscopisch onderzoek van het maagdarmkanaal op de aanwezigheid van eieren van diverse parasieten en bacteriologisch onderzoek is niet uitgevoerd.

De leeftijd van beverratten is bepaald aan de hand van de opbouw van het gebit. Bij pasgeboren beverratten zijn de snijtanden, de premolaar en de eerste molaar aanwezig. Na drie maanden breekt de tweede molaar door, de derde molaar komt na zes maanden door en is na 12 maanden volledig uitgegroeid (Gosling & Baker 1991). Van de dieren met een volledig gebit is de leeftijd bepaald door het aantal jaarringen in het wortelcement onder de kroon tussen de wortels van de premolaar in de linkeronderkaak te tellen (Miura 1985). Met een diamantzaag werd een coupe gesneden van 50 μ dikte. Hierin werd bij een vergroting van 50x het aantal donkere jaarringen geteld, overeenkomend met de leeftijd in jaren.

2.4 Het populatiesimulatiemodel Vortex

2.4.1 Algemeen

Omdat kleine populaties, vooral door demografische en in mindere mate door genetische stochasticiteit in hun voortbestaan worden bedreigd, kan een Population Viability Analysis (PVA) kritische factoren aan het licht brengen, die van belang zijn voor de vestiging van soorten (Harris et al 1989; Schwartz et al 1986; Scott Mills & Smouse 1994). Een PVA houdt rekening met deze processen, en geeft een inschatting van de uitsterfkans (Reed et al. 1998). De uitkomsten leveren slechts hypothesen op, die nader getoetst moeten worden. Ze geven geen accurate beschrijving van de verschillende processen die de populatiedynamiek bepalen. Onderdeel van een PVA is een gevoeligheidsanalyse, omdat vaak geschatte parameterwaarden worden gebruikt. Slechts zelden is immers bekend in hoeverre demografische parameters veranderen bij verschillende dichtheden, of wat de relatie is tussen parameterwaarden (Gilpin & Soulé 1986).

Met behulp van het populatiesimulatiemodel VORTEX wordt getracht om inzicht te krijgen in de populatiedynamiek van de beverrat in Nederland. Hiermee kan o.a. worden nagegaan wat de effecten zijn van bestrijding en strenge winters op de aantalontwikkelingen.

2.4.2 Modelkarakteristieken

VORTEX is in de V.S. ontwikkeld om de populatiedynamica van bedreigde diersoorten te modelleren. De versie die in deze studie wordt toegepast, is ontwikkeld door Berend Habekotté (1998) en speciaal aangepast voor gebruik bij Alterra.

VORTEX is een model dat de effecten van demografische, milieu en genetische stochasticiteit, alsmede catastrofes simuleert (Lacy et al. 1995). Het is een op individuniveau gebaseerd model waarbij voortplanting, sterfte en migratie de populatiedynamiek regelen. De belangrijkste aannames van het model zijn:

1. Additionele sterfte wordt opgelegd zonder onderscheid te maken naar sekse en leeftijd wanneer de populatie boven de draagkracht komt;
2. De relatie tussen veranderingen in populatiegrootte en genetische samenstelling worden slechts beschouwd voor één locus. Complexe interacties tussen genen op hetzelfde chromosoom worden genegeerd. Zulke interacties zijn typisch voor genetische drift van kleine populaties maar het is onbekend hoe en of dit de levensvatbaarheid van populaties aantast;
3. Alle dieren in de reproductieve leeftijd hebben een gelijke voortplantingskans, hoewel het waarschijnlijk is dat sommige dieren in een populatie een grotere kans hebben dan andere;
4. Voortplanting, sterfte en migratie worden gemodelleerd als discrete, opeenvolgende gebeurtenissen. Het model negeert de mogelijkheid dat gebeurtenissen seizoensgebonden kunnen zijn;
5. Sterfte en reproductiekansen zijn gedurende de gehele adulte fase constant;
6. Catastrofes hebben slechts effect in het jaar waarin ze optreden;
7. Interspecifieke interacties worden niet gemodelleerd;
8. Genetische effecten kunnen op twee manieren worden gemodelleerd: met een recessief dodelijke factor, waarbij de homozygoten met de dodelijke factor uit de populatie worden verwijderd en met een heterosis factor, waarbij deze minder vitale homozygoten in de populatie blijven. Beide simulaties hebben kenmerken die overeenkomen met de werkelijkheid, maar deze zullen per soort verschillen. Het effect van inteelt heeft slechts een effect op sterfte in het eerste jaar. Langdurige effecten zoals een verminderde immuniteit of een verminderd aanpassingsvermogen aan milieuveranderingen worden niet gemodelleerd.

3 Populatiedemografische aspecten

3.1 Onderzoek van de gedode dieren

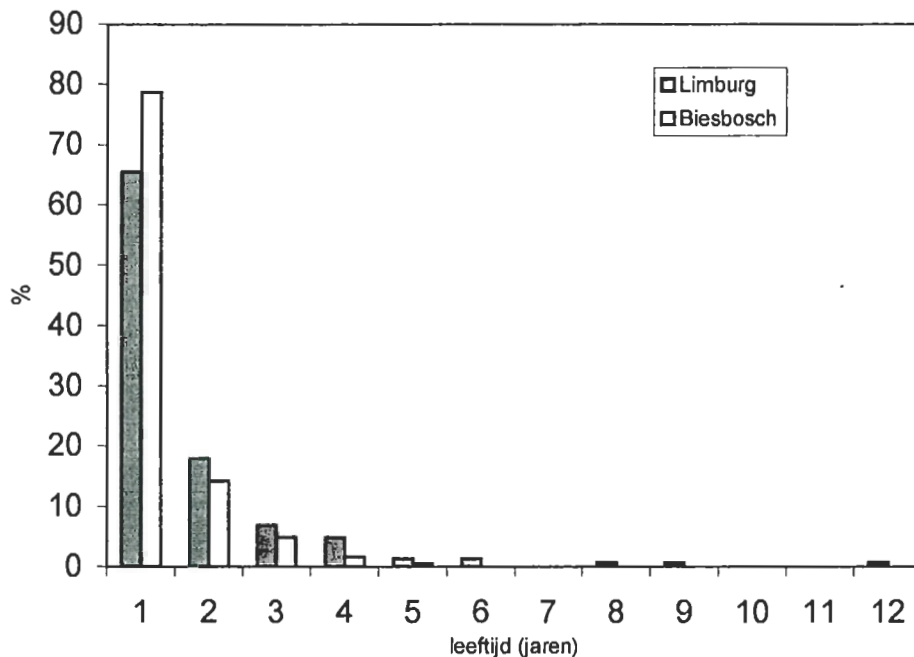
In totaal is sectie verricht op 336 dieren, die gevangen zijn in de periode van januari–juni 2000. De dieren waren afkomstig van negen bestrijders uit de populaties van Limburg en de Hollandse en Brabantse Biesbosch, waaronder ook enkele dieren van Goeree-Overflakkee.

3.1.1 Leeftijd

Volgens het aantal aangetroffen jaarringen in de premolaar konden de dieren in jaarklassen worden ingedeeld.

De gemiddelde leeftijd van alle dieren bedroeg 1,16 jaar. De beverratten uit Limburg waren daarbij aanzienlijk ouder dan die uit de Biesbosch (fig. 1). In de Biesbosch was het oudste dier 5 jaar en in Limburg 12 jaar.

De twee zesjarige dieren uit de Limburgse populatie werden gevangen nabij Roermond en Swalmen. De overige oude dieren waren afkomstig van de Uffelse beek (8 jaar), Vuilbeemden (9 jaar) en de Moeselpeel (12 jaar).



Figuur 1 Het percentage beverratten per leeftijdsklasse (jaren) van de onderzochte beverratten (n = 336) van januari – juni 2000 gedood door muskusrattenbestrijders in Limburg en de Biesbosch, inclusief Goeree-Overflakkee

3.1.2 Groei

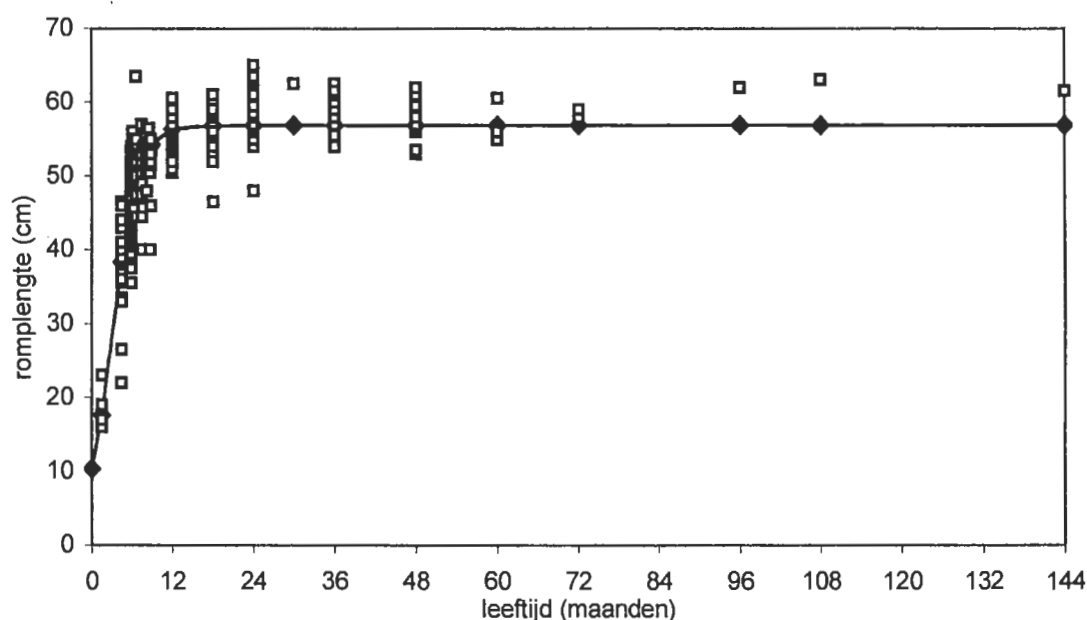
Volgens het aantal aangetroffen jaarringen in de premolaar van dieren ouder dan één jaar en gebitscriteria van de jongere dieren konden verschillende leeftijdsklassen worden ingedeeld.

Volgens de regressie analyse met geslacht, leeftijd en gebied (Biesbosch en Limburg) als verklarende variabelen voor de responsvariabele romplengte, bestond alleen voor de leeftijd een significant verband. Voor sekse en gebied was er geen significant verband en er waren geen interacties significant. Het verband tussen romplengte en leeftijd in maanden voor alle dieren kon het best worden neergelegd volgens de logistische regressie (fig. 2):

$$\text{lengte} = 2.15 + 54.74 / (1 + \exp(-0.5345 * (\text{leeftijd} - 3.243)))$$

($F < 0.001$; 76% van de variantie verklaard)

De gemiddelde romplengte van een volgroeide beverrat (>12 maanden) bedroeg $57,6 \pm 3,2$ cm. Na ongeveer een jaar groeiden de dieren nog slechts in geringe mate en na twee jaar waren ze geheel volgroeid.

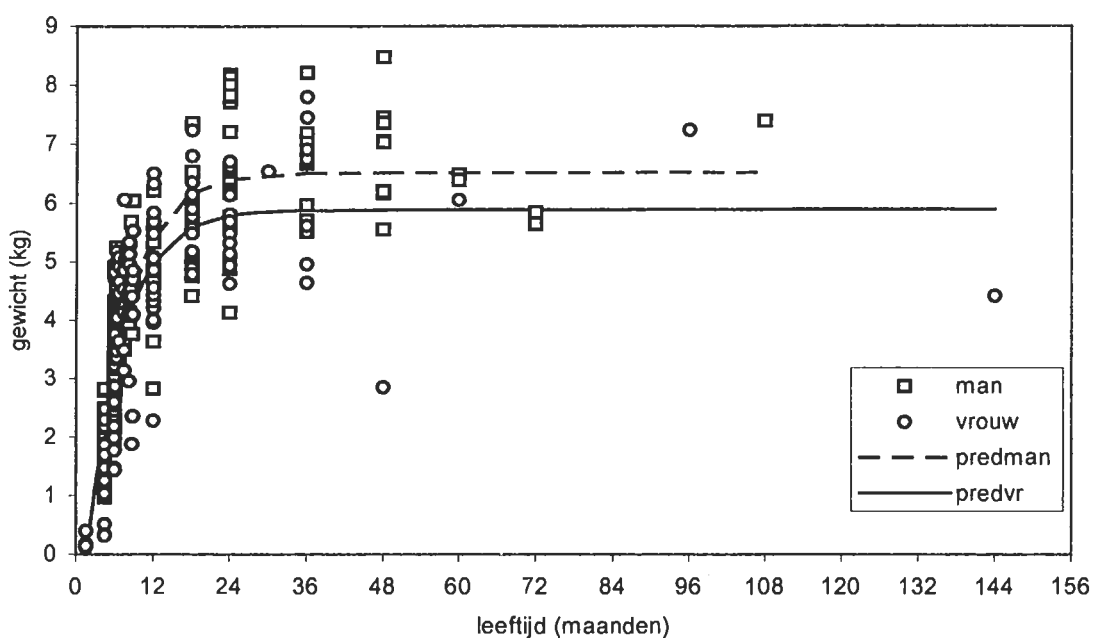


Figuur 2 Het verband tussen de romplengte en de leeftijd in maanden van alle onderzochte beverratten (n = 336) van januari – juni 2000 gedood door muskusrattenbestrijders in Limburg, de Biesbosch, inclusief Goeree-Overflakkee

De regressie analyse met leeftijd (maanden), geslacht en gebied als verklarende variabelen voor de responsvariabele gewicht, gaf voor de leeftijd en sekse een significant verband, maar niet voor gebied. Voor de drachtige wijfjes werd daarbij de som van de gewichten van de embryo's afgetrokken van het totaal gewogen gewicht. Er bestond een exponentieel verband tussen gewicht en leeftijd volgens (fig. 3):

mannen gewicht = $6,524 - (9,87 * 0,8326^{\text{leeftijd}})$
 vrouwen gewicht = $5,883 - (8,491 * 0,8275^{\text{leeftijd}})$
 (beide $F < 0,001$; verklaarde variantie respectievelijk 76,3% en 67,3%)

Van de volgroeide dieren wogen de mannetjes gemiddeld $6,4 \pm 1,1$ kg en de vrouwtjes $5,8 \pm 1,0$ kg.



Figuur 3 Het verband tussen het gewicht van mannetjes ($n = 137$) en vrouwtjes ($n = 199$) en de leeftijd in maanden van de onderzochte beverratten, van januari – juni 2000 gedood door muskusrattenbestrijders in Limburg, de Biesbosch, inclusief Goeree-Overflakkee

3.1.3 Voortplanting

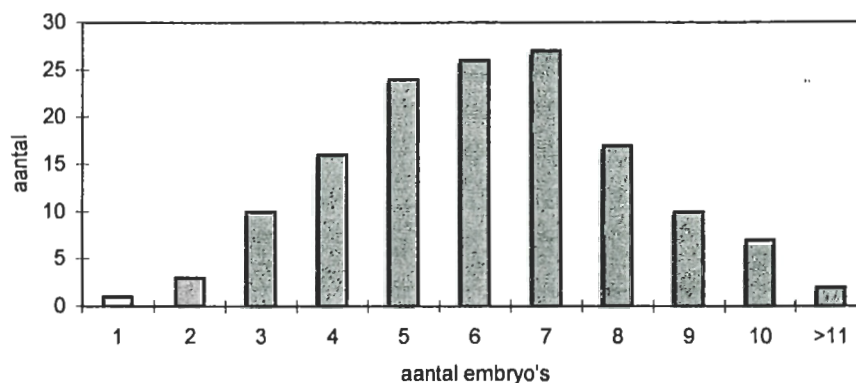
Het kleinste reproductieve wijfje was 61 cm bij een romplengte van 40 cm, hetgeen overeenkomt met een leeftijd van 5 maanden (zie fig. 2). Het grootste aantal embryo's dat aangetroffen is bedroeg 12. Het gemiddelde aantal levensvatbare embryo's was $6,2 \pm 2,1$ ($n = 148$). In totaal bedroeg het aantal geresorbeerde embryo's 6%. Het gemiddelde aantal bijna volgroeide embryo's (>10 cm romplengte; $n = 25$) bedroeg $6,3 \pm 2,4$. Dieren jonger dan één jaar hadden gemiddeld minder embryo's dan oudere vrouwtjes: respectievelijk 5,7 en 7,1 ($n = 89$ en $n = 59$; Anova $p < 0,001$). Het aantal embryo's per vrouwtje bleek normaal verdeeld met een piek in de worpgrootte bij 5-7 (fig. 4). Van de onderzochte vrouwtjes bleek 73,6% drachtig te zijn.

Er bestond geen verschil tussen het gemiddelde aantal embryo's van alle vrouwtjes uit de Biesbosch (inclusief Goeree-Overflakkee) en de Limburgse populatie. Onder

de vrouwtjes ouder dan één jaar bestond eveneens geen verschil in het aantal embryo's tussen de beide populaties.

Onder de onderzochte embryo's van 43 vrouwtjes bevonden zich meer mannetjes dan vrouwtjes, maar dit verschil was juist niet significant (seksratio 0.55; $n = 266$, Chi-toets $p = 0,141$).

De jongste van de 137 onderzochte mannetjes was reeds op een leeftijd van ca. drie maanden reproductief (tabel 1). Op een leeftijd van een half jaar had meer dan 90% vrij sperma in de zaadleider.



Figuur 4 De verdeling van het aantal embryo's bij 148 vrouwtjes van de onderzochte beverratten, van januari-juni 2000 gedood door muskusrattenbestrijders in Limburg, de Biesbosch, inclusief Goeree-Overflakkee

Tabel 1 Percentage mannetjes per leeftijdsklasse met vrij sperma in de ductus epidymus onder 137 onderzochte manlijke beverratten, van januari – juni 2000 gedood door muskusrattenbestrijders in Limburg, de Biesbosch, inclusief Goeree-Overflakkee

Leeftijd (maanden)	Aantal	% Reproductief
0-3	20	5
3-6	36	63
6-12	24	91
>12	57	97

3.1.4 Pelskleur

Er konden drie verschillende pelskleuren in het monster van de gedode beverratten worden onderscheiden, te weten: wildkleur, grijsbruin met rode ogen en vleeskleurige voetzolen en zwart. Van de beverratten uit de Biesboschpopulatie had bijna 25% een grijsbruine pels met rode ogen, in Limburg slechts 3% (tabel 2). Onder de beverratten van Goeree-Overflakkee kwamen eveneens veel grijsbruine exemplaren voor.

Tabel 2 De verdeling (%) van het aantal beverratten met een bepaalde pelskleur voor de verschillende populaties onder 336 onderzochte dieren, van januari – mei 2000 gedood door muskusrattenbestrijders in Limburg, de Biesbosch en Goeree-Overflakkee

	Limburg	Biesbosch	Goeree-Overflakkee
Grijsbruin	3,4	24,2	100
Wild	91,9	74,2	
Zwart	4,7	1,7	
Som aantal	149	170	7

3.1.5 Conditie

Als gevolg van bevriezingsverschijnselen ontbrak in de Limburgse populatie bij 5 en in de Biesboschpopulatie (inclusief Goeree-Overflakkee) bij 14 dieren de staartpunt. Van deze 19 dieren was 47% jonger dan één jaar.

Er was geen verschil voor de hoeveelheid mesenteriaal vet tussen de dieren uit de verschillende gebieden. Evenmin bestond er een verband voor deze hoeveelheid vet tussen vrouwtjes met een verschillend aantal embryo's.

De grijsgekleurde dieren hadden gemiddeld 7,78 g (n = 19) mesenteriaal vet en bij de wildkleurige dieren bedroeg dit gemiddeld 6,61 g (n = 92), hetgeen eveneens niet van elkaar verschilde (Anova: p = 0,39).

3.2 Nadere gegevens over de vangsten

Voor de provincies Limburg, Noord-Brabant en Zuid- Holland konden de vangstgegevens, volgens de door de bestrijders ingevulde weekstaten, voor de periode januari - juni 2000 worden bewerkt. In totaal ging het daarbij om 368 vangsten van beverratten, waarvan van 246 dieren tevens de lengte was opgegeven. Deze vangsten zijn inclusief de dieren waarbij autopsie werd verricht

3.2.1 Leeftijd en seksratio van de gevangen beverratten

Omdat er een goede overeenkomst bestond tussen de romplengte en de leeftijd (fig. 3.2) werd deze lengte gebruikt om de leeftijd van de gevangen dieren te bepalen. Door de bestrijders werd echter in de vangststaten de totale lichaamslengte per gevangen dier opgegeven. Uit de secties werd een verhouding tussen romplengte en totale lengte van 1 : 1,60 berekend. Hiervan kon de romplengte worden afgeleid. De verkregen romplengtes werden omgerekend naar leeftijden voor dieren kleiner dan 50 centimeter. Voor de dieren ouder dan 9 maanden bestond er geen betrouwbaar verband meer tussen romplengte en leeftijd. Er bestond voor de dieren met een romplengte tot 50 cm een significant exponentieel verband met de leeftijd (maanden) volgens:

$$\text{Leeftijd} = 0,594 * e^{0,0537 * \text{lengte}} \quad (F < 0.001; R^2 = 56\%)$$

De op deze wijze verkregen leeftijdsopbouw van de gevangen dieren laat zien dat er relatief weinig dieren uit de jongste leeftijdsklassen werden gevangen (tabel 3). Het is de verwachting dat deze leeftijdsklassen het talrijkst in de populatie zijn vertegenwoordigd, maar in de vangsten werden zij minder aangetroffen dan de oudere leeftijdsgroepen. Vooral met de klemmen werden weinig jonge dieren gevangen. Deze jongen waren beter vertegenwoordigd in de vangst bij afschot, doodslag, in de muskusrattenfuiken en in de vangkooien.

De seksratio (σ^7 - ϕ) onder alle gevangen beverratten bedroeg 0.60 (tabel 3). Dit betekent dat er significant meer mannen dan vrouwen zijn gevangen (Chi-toets; $p = 0,002$). Dit gold voor alle leeftijdscategorieën en tevens voor de dieren gevangen in klemmen (Chi-toets; $p = 0,006$). Bij de vangsten in de vangkooien was dit net niet significant (Chi-toets; $p = 0,12$). Voor de andere vangmethoden waren de aantallen gevangen dieren te klein voor een bepaling van een verschil in seksratio.

Tabel 3 Het percentage beverratten en de seksratio (σ^7 - ϕ) voor de verschillende vangmethoden per leeftijdsklasse tot 9 maanden en ouder volgens opgaven van de bestrijders in Limburg, Noord-Brabant en Zuid-Holland in de periode week 4 – 20 van het jaar 2000

** = $p < 0,01$ (Chi-toets)*

Leeftijd	Fuik	Geschoten	Geslagen	Klem		Vangkooi		Som	
Maanden	%	%	%	%	Seksratio	%	seksratio	%	Seksratio
0-3	100	14	86	3	1,00	18	0,57	14	0,62
3-6		29		19	0,62	19	0,50	19	0,54
6-9		14		21	0,70	16	0,79	17	0,74
>9		43	14	58	0,59	47	0,53	50	0,56
Som aantal	4	7	7	111	0,63*	117	0,57	246	0,60*

3.2.2 Vangmethoden

Het vangmiddelengebruik verschilde sterk tussen de regio's (tabel 4). De meeste vangsten werden gedaan met klemmen en vangkooien, terwijl nu en dan een beverrat werd geschoten of op een andere 'toevallige' manier werd bemachtigd. De grote conibearklemmen 220 leken daarbij per controle effectiever dan de vangkooien, maar er zijn echter grote verschillen per gebied en bestrijder. Vooral nabij Weert (Budel, Moeselpeel en Mariapeel), waren de vangresultaten met vangkooien laag. In dit gebied is een experiment gaande met vangkooien op drijvende vlotten. Deze liggen lange tijd op dezelfde plaats, waardoor de vangkansen uiteraard steeds kleiner worden. In het vanggebied rond Roermond en Sittard waren juist de vangsten per controle voor de vangkooien beter dan voor de klemmen.

De levend vangende vangkooien dienen dagelijks gecontroleerd te worden. Voor de klemmen was dit niet altijd het geval (eigen waarneming, weekstaten). Het is beter om de effectiviteit van de verschillende vangmiddelen uit te drukken in vangsten per vangnacht, waarbij dan de vangkooien mogelijk betere resultaten zullen laten zien.

Tabel 4 De gerapporteerde vangsten van beverratten en de controles van de vangmiddelen van bestrijders in diverse regio's van Limburg, Noord-Brabant en Zuid-Holland in week 4 – 20 in het jaar 2000

Vangmethode	Biesbosch	Niers e.o.	Mariapeel e.o.	Weert e.o.	Roermond e.o.	Som	%
Fuik		4				4	1,1
Geschoten	4	1	1		18	24	6,6
Geslagen	1		6			7	1,9
Klem		48	25	39	88	200	55,1
Vangkooi	36	2	9	63	18	128	35,3
Som vangsten	41	55	41	102	124	363	100
Controles per vangmiddel							
Klem	6	70	89	68	301	534	
Vangkooi	157	5	44	450	44	770	
Som controles	163	75	203	518	345	1304	
Aantal vangsten per controle							
Klem	0,00	0,69	0,28	0,57	0,29	0,31	
Vangkooi	0,23	0,40	0,08	0,14	0,41	0,17	
Gemiddeld	0,25	0,73	0,20	0,20	0,36	0,28	

3.2.3 Pelskleur

Van 337 vangsten van beverratten werd de pelskleur opgegeven en de aantallen konden weer per regio worden samengevat (tabel 5). In het traditionele verspreidingsgebied van Midden-Limburg (Roermond e.o.) en de direct aangrenzende regio's onder Weert, Budel, Mariapeel, Haagbeek, Rode beek, Leegveld en het Defensiekanaal e.o. kwamen slechts kleine aantallen kleurvarianten voor ($\leq 10\%$). In de Biesbosch en aangrenzende gebieden in Zuid-Holland was ca. 20% van de gevangen beverratten grijsbruin. In Noord-Limburg, nabij de Niers, Beers en Sambeek, was eveneens ca. 20% van de dieren grijsbruin en ca. 10% zwart gekleurd.

Tabel 5 Het percentage beverratten met een bepaalde pelskleur per regio volgens vangsten door bestrijders in Limburg, Noord-Brabant en Zuid-Holland, in week 4 – 20 van het jaar 2000

Pelskleur	Biesbosch	Niers	Mariapeel	Weert	Roermond	Som%
Grijs	18	21	5	3	3	7
Wild	82	71	95	97	89	90
Zwart	0	9	0	0	7	4
Som aantal	39	34	39	102	173	337

3.2.4 Bijvangsten

Het aantal bijvangsten in de klemmen was per controle twee keer zo hoog als in de vangkooien (tabel 6). Naast de opgaven in de verwerkte weekstaten, kunnen volgens mededelingen van bestrijders, eigen waarnemingen tijdens veldbezoeken en later ingeleverde weekstaten de volgende soorten bijvangsten aan de lijst van tabel 3.10 worden toegevoegd: waterhoen voor klem en vangkooi; bruine rat, hond en das voor klem en watersnip, waterral en roerdomp voor vangkooi. Daarbij moet worden opgemerkt dat alleen de woelrat dood in een vangkooi werd aangetroffen, terwijl alle vangsten in de klemmen dit niet overleefden. Het verbaast niet dat muskusratten en

bruine ratten het grootste aandeel onder de bijvangsten in vangkooien vormden. Het is echter des te opmerkelijker dat in de met appel en wortel geaasde vangkooien ook bunzingen en een nerts werden aangetroffen.

Tabel 6 Aantal bijvangsten per vangmiddel bij de bestrijding van beverratten door bestrijders in Limburg, Noord-Brabant en Zuid-Holland, in week 4 – 20 van het jaar 2000

Diersoort	Klem	Vangkooi
Wilde eend	10	1
Meerkoet	2	
Fazant	2	
Muskusrat	1	6
Bruine rat		6
Woelrat		1
Bunzing	2	1
Steenmarter	1	
Amerikaanse nerts		1
Aantal controles	578	1092
Bijvangsten per controle	0,031	0,015

3.3 Discussie en conclusies

3.3.1 De leeftijdsopbouw

Bij de verdeling in leeftijdsklassen moet rekening worden gehouden met het feit dat niet alle dieren kleiner dan 50 cm voor de secties zijn aangeleverd. Toch kan worden vastgesteld dat de Nederlandse beverrattenpopulaties vooral uit jonge dieren bestaan. Dit is een kenmerk van populaties die bestreden worden of in de groeifase verkeren en beide zijn van toepassing. Onder de gevangen dieren uit de populatie in de Biesbosch bevonden zich geen dieren ouder dan vijf jaar, wat overeenkomt met de recente groei van de populatie na omstreeks 1994 (Fey 1993; fig. 6). Deze populatie was ook jonger dan de populatie in Limburg. Het oudste dier, een vrouwtje van 12 jaar oud, had een volledig versleten gebit, was sterk vermagerd en is gevangen in de Moeselpeel (nabij Weert), een tot nu toe niet bestreden moerasgebied. In gevangenschap werden beverratten eveneens maximaal 12 jaar oud (Stubbe & Krapp 1984), terwijl Miura (1985) in een Japanse populatie een vrouwtje van 11 jaar oud aantrof. Het voorkomen van deze oudere leeftijden bevestigt, dat althans een aantal beverratten ook strenge winters in ons land kan overleven.

3.3.2 De lichaamsgroei en voortplanting

De beverratten in ons land hebben ongeveer hetzelfde formaat als indertijd in Engeland, maar zijn groter dan in de V.S. en Zuid-Europa (Gosling & Baker 1991; Stubbe & Krapp 1984). Mannetjes worden zwaarder in gewicht dan vrouwtjes, maar er kon geen verschil in lichaamslengte worden aangetoond, wat eveneens overeenkomt met dieren in andere landen. De vrouwtjes hebben dus minder vetreserves en/of lichtere botten. Dit heeft mogelijk te maken met hun voortdurende

voortplantingsconditie. Ten allen tijde zijn namelijk in de onderzoeksperiode van januari-mei drachtige (73%) of zogende vrouwtjes aangetroffen. Onder 300 dieren, die door het toenmalige Rijksinstituut voor Natuurbeheer in de periode 1969-1977 in Midden-Limburg werden verzameld en onderzocht, was het percentage drachtige vrouwtjes 70%, zonder verschil in seizoen (Kik 1980). De groei in lengte en gewicht is na twee jaar voltooid, wat eveneens overeenkwam met de gegevens uit de periode 1969-1977.

De jongste leeftijden waarop de dieren reproductief werden, komen overeen met de literatuur (Stubbe & Krapp 1984; Gosling & Baker 1991) en met de gegevens uit Kik (1980). De eerste vrouwtjes werden op een leeftijd van ca. vijf maanden bevrucht, terwijl de eerste mannetjes met vrij sperma drie maanden oud waren. Het gemiddelde aantal aangetroffen embryo's bedroeg $6,2 \pm 2,1$ ($n = 149$) en was iets hoger dan het gemiddelde voor Midden-Limburg 6,05 ($n = 59$) (Kik 1980), maar nog wel binnen dezelfde marges. De bestrijders noteerden bij onderzoek van tien drachtige vrouwtjes een gemiddeld aantal embryo's van 6,9 (3-12). Dit hogere gemiddelde hangt mogelijk samen met selectief onderzoek van juist de zwaardere dieren. De hier gevonden aantallen embryo's zijn hoger dan in de opgaven uit andere populaties (Stubbe & Krapp 1984; Gosling & Baker 1991; Reggiani et al. 1995). Het percentage geresorbeerde embryo's van 6% is iets geringer dan in populaties elders (tot 9%). Het is waarschijnlijk dat de zachte winter van 1999-2000 voor een gunstige voedselsituatie heeft gezorgd, waardoor de beverratten in een goede voortplantingsconditie verkeerden. Dit wordt bevestigd door de goede vetconditie van de onderzochte dieren.

3.3.3 De pelskleur

Maaskamp (1974), van der Luit (1977) en Kik (1977) troffen bij hun observaties in het veld en bij de onderzochte gedode dieren uit Midden-Limburg geen van de wildkleur afwijkende pelskleuren aan. Een pelsdierkweker nabij Weert kweekte toen wel verschillende kleurslagen, waaronder de grijsbruine. Volgens zijn zeggen zouden deze kleurslagen het in het wild niet bolwerken, vanwege hun geringere vitaliteit (van der Luit 1977). De bestrijders spreken over plaatselijke vangsten van diverse kleurslagen, duidend op dieren uit gevangenschap. Dit gebeurde vooral in de jaren tachtig en de nog in het begin van de jaren negentig, toen de bontprijzen kelderden, het Dierenbevrijdingsfront beverratten bevrijdde en in moerasgebieden vrijliet en de kwekerijen het niet meer konden bolwerken. Voorbeelden van 'ontsnappingsen' en vrijlatingen zijn beschreven door o.a. Fey (1993) voor de Biesbosch, Akkermans (1989) voor de Biesbosch en de Weerribben, Keustermans (1989) voor Westelbeers en H. Kok (mededeling) in 1988 in zuidelijk Flevoland (Wijlaars & Hoeve 1992). Johan Maessen (1985; 1993; mededeling), die in Limburg indertijd als muskusrattenbestrijder was aangewezen om tevens de beverratten bij klachten te bestrijden, ving tot 1996 in het toenmalige verspreidingsgebied in Midden-Limburg slechts sporadisch een grijs- of zwartkleurig dier. Ook hij ving plaatselijk diverse kleurslagen van dieren uit gevangenschap.

Er bleek geen verschil te zijn tussen grijs- en wildkleurige dieren voor het aantal embryo's (grijs = $6,33 \pm 5,83$, wildkleur = $6,33 \pm 3,93$), de grootte en de vetconditie. Binnen worpen werden zowel grijs-, zwart- als wildkleurige dieren aangetroffen. De grijsbruine kleurvariant met rode ogen lijkt zich dus goed te kunnen handhaven. Toch hebben de bestrijders in de Biesbosch de indruk dat deze kleurslag terrein verliest, wat overeenkomt met de gegevens van een populatie in Münster, waar de bruine kleurvarianten inmiddels zijn verdwenen (Klemann 1999; mededeling). Het is dus de verwachting dat deze kleurvariant op den duur zal verdwijnen.

Geconcludeerd kan worden dat op grond van leeftijdsopbouw en de aanwezigheid van kleurvarianten sub-populaties onderscheiden kunnen worden. Het verschil tussen de populaties is waarschijnlijk veroorzaakt door verschillende uitgangssituaties en door verschillen in de mate van isolatie ten opzichte van naburige populaties. De populaties in de Biesbosch en Zuid-Holland zouden daarbij rechtstreeks afstammen van dieren die bij de verschillende vrijlatingen zich in het veld konden handhaven. De populatie van Noord-Limburg zou eveneens voor een groot deel uit afstammelingen van vrijlatingen bestaan, maar tevens een instroom van de aangrenzende populatie uit Midden-Limburg ondergaan. Dat laatste geldt in grote mate voor de populatie in West-Limburg en het aangrenzende Noord-Brabant. De populatie in Midden-Limburg heeft zich al jaren weten te handhaven, maar is samen met de Duitse populatie in het stroomgebied van de Roer als één geheel te beschouwen.

3.3.4 Winterse omstandigheden

Beverratten lijken erg gevoelig voor vorst, want zelfs tijdens de zachte winter van 1999 – 2000, met slechts een enkele lichte vorstdag, bleken van een aantal dieren delen van de staart afgevroren. Toch was de conditie van de dieren uitstekend. Dit bevestigt de uitspraak van Koenders (1964): 'de beverrat is in ons land bij strenge winters maar een beklagenswaardige arme sukkelaar'. Sterfte wordt echter niet zozeer veroorzaakt door bevroeringsverschijnselen, maar door voedselgebrek (zie ook foto's in Maessen 1985).

3.3.5 Selectiviteit bij de bestrijding

Uit de leeftijdsberekeningen van de vangsten op basis van de opgegeven lichaamslengte bleek, dat beverratten jonger dan vijf maanden in de vangsten ondervertegenwoordigd zijn. Deze groep van jongste dieren wordt dus door de bestrijders relatief minder gevangen. Volgens de bestrijders zwemmen en kruipen de kleine, jonge dieren dikwijls langs de klemmen, die voor de hollen zijn geplaatst. Volgens waarnemingen van van der Luit (1977) begeven de jonge dieren zich minder vaak en ver buiten het hol. Tijdens de veldbezoeken kon tevens worden geconstateerd dat er veel vaker vangsten worden gedaan van dieren, die van buitenaf in de klemmen zwemmen of liepen dan vanuit het hol. De beverratten lijken dus achterdochtig bij het verlaten van de hollen. Dit zijn mogelijk verklaringen voor de

relatief geringere vangkansen van de jonge dieren, wat vooral bij de vangst met klemmen voorkwam. Het is daarbij onduidelijk of de jongen zonder de weggevangen oude dieren goede overlevingskansen hebben. Wel is bekend dat de jongen al korte tijd na de geboorte zelfstandig voedsel kunnen vergaren (o.a. Stubbe & Krapp 1984).

Er werden meer mannetjes dan vrouwtjes door de bestrijders bemachtigd, wat overeenkomt met de vangstgegevens elders (Stubbe & Krapp 1984; Gosling & Baker 1991). In niet bestreden populaties was de seksratio gelijk, wat duidt op een grotere vangkans voor mannetjes (Doncaster & Micol 1989; Reggiani et al. 1995). Dit wordt veroorzaakt door de grotere home range en grotere mobiliteit van deze mannetjes (Stubbe & Krapp 1984; Doncaster & Micol 1989; Gosling & Baker 1991). Opgemerkt kan worden dat vooral aan het eind van een plaatselijke vangactie mannetjes werden gevangen (eigen waarneming), wat overeenkomt met de gegevens uit een onderzoek in Frankrijk. Daarbij werden in een populatie die geregeld met vergift werd bewerkt, veel mannetjes gevangen die afkomstig waren van een naburige, niet bestreden populatie (Doncaster & Micol 1989).

Ofschoon de bijvangsten geen bedreiging voor de niet doelsoorten op populatieniveau zullen betekenen, is duidelijk dat de bestrijding met klemmen een risico betekent voor de vangst van minder gewenste soorten, zoals huisdieren, das, steenmarter, bever en otter. Vanwege deze risico's, maar ook vanwege mogelijke menselijke contacten plaatsen een aantal bestrijders in Limburg de klemmen alleen 's nachts. Bovendien zijn de klemmen niet eenvoudig te plaatsen, waarbij enig risico voor de bestrijder aanwezig is (Maessen 1985; Hendrix 1986). In later ingeleverde vangstaten werd nog eens de vangst van vier keer een nerts in een vangkooi gemeld. Vermoedelijk komen deze nertsen, dikwijls ontsnapt uit nabije kwekerijen, en ook de gevangen bunzingen af op de reuk van beverratten in de kooien. Dit kan betekenen dat deze roofdierdijes mogelijk predatoren zijn van de beverrat.

Met uitzondering van de woelrat werden alle bijvangsten in de vangmiddelen levend gevangen. Bij een latere melding werden echter een waterhoen en enkele beverratten tijdens zeer warm weer dood in de vangkooien aangetroffen. Het is onder deze omstandigheden dus zaak om de kooien vroegtijdig te controleren en niet in de zon te plaatsen.

Bij de vergelijking van de vanggegevens tussen de verschillende vangmiddelen ontbeerde tevens kennis over het aantal geplaatste vangmiddelen en de duur dat de vangmiddelen per locatie bleven staan. Indertijd is in Engeland, vanwege de effectiviteit en de bijvangsten, overgestapt op het gebruik van vangkooien. Mede door toepassing van vangkooien geplaatst op drijvende vlotten werd de geplande uitroeiingscampagne een succes (Baker & Clarke 1988). Tijdens merk-terugvang experimenten in Frankrijk en Italië werd de effectiviteit van deze vangmethode nog eens bevestigd (Doncaster & Micol 1988; Reggiani et al. 1995). Bovendien zijn er o.a. in moerasgebieden niet altijd geschikte plaatsen voor het gebruik van klemmen.

4 De leefomstandigheden

4.1 Leefwijze

Beverratten hebben een semi-aquatische leefwijze, zijn voornamelijk 's nachts actief en leven vooral in het water en de oeverzone. Ze komen alleen op het land om te foerageren. Tijdens voedseltochten lopen ze over dammen met duikers en worden er bochten in de rivier tegen de stroom over land afgesneden (Kik 1977; van der Luit 1977). Beverratten leven in familiegroepen die ook wel kolonies worden genoemd. Zo'n groep bestaat uit een oudere dominante man en vrouw en nakomelingen van verschillende leeftijden, waarvan de vrouwtjes ook weer jongen kunnen hebben. De omvang kan van enkele dieren tot wel 30 stuks uitgroeien. Zij bezetten een soort gemeenschappelijk gebied met een grote overlapping van de individuele leefgebieden. Bij lage dichtheden hebben de vrouwtjes van elkaar gescheiden homeranges, terwijl het leefgebied van het dominante mannetje meerdere gebieden van deze vrouwtjes omvat. Afhankelijk van dichtheden waren deze in moerasgebieden van 0,5-14 ha groot, maar in graslanden met irrigatiekanalen wel 50-100 ha (Doncaster & Micol 1989; Gosling & Baker 1991). De leefgebieden van vrouwtjes zijn kleiner dan die van de mannetjes. Langs de Swalm vond Kik (1980) dat beverratten zich dagelijks tot ruim 300 m vanaf het hol langs de oever begaven, maar de meeste activiteiten vonden plaats binnen een afstand van 50-80 m. In Frankrijk bewoonden individuele beverratten sloten tot een lengte van 600-1000 m (Doncaster & Micol 1989). Geur, afgescheiden door anaal klieren en geregeld op opvallende plaatsen afgezet, is een belangrijk onderling communicatiemedium (Gosling & Baker 1991). Het reukvermogen wordt tevens ingeschakeld bij het opsporen van voedselbronnen (Kik 1980).

Het voedsel is in grote mate plantaardig. De speciaal geproduceerde zachte keutels worden weer opnieuw gegeten (coprophagie). Bijna alle water- en oeverplanten worden genuttigd. Afhankelijk van het seizoen worden zowel de bladeren, stengels, bloemen, zaden, knollen, wortelstokken en wortels van de verschillende planten gegeten. Daarnaast vormen grassen de belangrijkste voedselbron. Beverratten zijn echte grazers van vooral kort gehouden grassen en andere planten. Dit veroorzaakt mede het beeld van 'brandpuntsvernietiging' rond plaatsen waar veel vraat optreedt. Beverratten zoeken ook dikwijls de wat zeldzamere planten op te midden van meer uniforme vegetaties, zoals de wortels van ridderzuring en weegbree in kort gehouden graslanden en scherpe zegge en lisdodde in rietvelden. In de winter, bij gebrek aan goed bereikbare ondergrondse plantendelen, wordt op zoek gegaan naar allerlei plantaardig voedsel, waaronder de bast van wilgen, restanten van landbouwgewassen, vruchten en fruit, voederplaatsen voor vee en pluimvee en plekken met afval. Daarnaast worden ook zoetwatermosselen en mogelijk visresten gegeten (Kik 1977; Litjens 1980; Hendrix 1986; eigen waarnemingen).

4.2 Habitat

Volgens Koenders (1964) vonden de beverratten langs de Roer uitstekende leefgebieden in de oude rivierarmen, die toen nog echte moerasgebieden vormden met een welige water- en oeverplantenvegetatie. De dieren maakten boven water legers en nesten voor de jongen in dichte pollens van oeverplanten en in takkennesten van wilgen. De beverratten bewonen in het stroomgebied van de Maas in Limburg nu vooral moerassige gebiedjes, afgesneden meanders, klei- en grintgaten en de oeverkanten van de dikwijls gekanaliseerd beken en rivieren. Juist in deze laatste vestigingsplaatsen worden holen in steile oevers gegraven en gebruikt als rust- en nestplaats. Er bestaat een duidelijk verband tussen de vestigingsplaatsen langs deze oevers en het voorkomen van grazige weiden en landbouwgewassen (van der Luit 1977; Kik 1977; Litjens 1980; Maessen 1985; Hendrix 1986; eigen waarnemingen). Het huidige voorkomen op andere plaatsen in ons land is sterk gebonden aan moerasgebieden en watergangen en plassen met brede water- en oevervegetaties. Bij voorkeur worden er in de dichte oevervegetatie, vooral in riet, legers gemaakt door een bedje van plantenmateriaal bijeen te trekken. Soms zijn deze legers half overdekt. De jongen worden eveneens op deze legers aangetroffen.

Ook in Argentinië en elders in Europa bestaat een voorkeur voor moerasgebieden en wateren met brede oevervegetaties en met extensief begraasde graslanden. Daarnaast worden ook brakwatermoerassen, afgelegen plassen en vijvers en een breed spectrum aan oeverkanten langs kleine en middelgrote laaglandstromen met aangrenzende graslanden en landbouwgewassen door beverratten bewoond (Stubbe & Krapp 1984; Gosling & Baker 1991; Königsfeld et al. 1999; D'Adamo et al. 2000).

Evenals muskusratten (Verkaik 1991) vertonen de beverratten, die 's zomers oeverkanten van beken, rivieren en grintgaten bewonen, een seizoensbeweging. Dikwijls onder invloed van vorst verplaatsen deze dieren zich naar de moerasgebiedjes, die als kerngebied fungeren. Ook worden wel open wateren opgezocht, waaronder de verwarmde afvoergangen bij centrales. Omgekeerd trekken de beverratten in het voorjaar en de zomer wel naar de oeverkanten van beken en rivieren, nabij grazige graslanden en landbouwgewassen (van der Luit 1977; Litjens 1980; Hendrix 1986; mededeling bestrijders). In het stroomgebied van de Roer, Swalm en Niers vinden eveneens bij hoogwater grote verplaatsingen van beverratten plaats. Na hoogwater verdwenen sommige kolonies in het geheel (van der Luit 1977; Hendrix 1986), terwijl de bestrijders melding maken van herkolonisatie na hoogwater vanuit het Duitse achterland. Tijdens hoogwater worden soms zeer grote aantallen beverratten langs de hoger gelegen oevers en in struiken en bomen aangetroffen (o.a. Maessen 1993). In Frankrijk verdwenen bij hoogwater vooral veel mannetjes uit de populatie (Doncaster & Micol 1989).

Tijdens strenge winters met lange vorstperioden hebben de beverratten in ons klimaat beperkte overlevingskansen (Koenders 1964; Litjens 1980; Keustermans 1989; 1997). Afhankelijk van de duur van de vorstperiode kunnen in dichtgevroren moerassen dieren overleven, mits voldoende bovengrondse plantendelen als voedsel en dekking benut kunnen worden (Ehrlich 1962; Keustermans 1997; Klemann 1999).

Daarnaast overleefden beverratten strenge winters in de door koelwater opgewarmde afvoerkanalen bij centrales o.a. langs de Maas (Litjens 1980; Hendrix 1986). De dieren gaan ook wel ver het land op (tot wel 500 m), op zoek naar schuilplaatsen en voedsel. Zij werden aangetroffen in konijnenholen, in dicht struweel, onder schuurtjes, maar altijd nabij voedselbronnen in de vorm van gewasrestanten, afgevalen fruit in boomgaarden, plaatsen met afval, voederplaatsen voor (pluim)vee, etc.. In Sachsen-Anhalt (Duitsland) overleven beverratten de strenge winter in het stedelijke gebied nabij opgewarmde wateren met ruige oevers. De dieren bewonen er konijnenholen en worden door de mensen gevoerd. Onder deze omstandigheden waren ze zelfs in staat om hun jongen groot te brengen (Königsfeld et al. 1999).

4.3 Dichtheden

Van een aantal moerasgebiedjes met veel riet- en ruigtevegetatie kon op basis van de opgaven van de vangsten in de weekstaten, een overzicht worden verkregen van het aantal aanwezige beverratten. Via de betreffende bestrijders werd daarnaast nog nadere informatie verkregen over de gebieden en de geschatte, aanwezige aantallen (tabel 7). Het gaat hierbij om de voor beverratten optimale leefgebiedjes, waar de grootste aantallen beverratten werden aangetroffen. Bovendien hadden deze gebieden een grote aantrekkingskracht op dieren uit de omgeving, wat bleek uit de snelle herkolonisatie na leegvangst.

De dichtheden bedroegen 0,7–3,0 stuks per ha. Deze dichtheden zijn gemiddeld iets lager dan in moerasgebieden in andere landen, maar liggen binnen de seizoensrange van de onderzochte populaties in Frankrijk (0,54 – 4,28 ex. per ha), Italië (respectievelijk 3,28 en 0,72 - 3,65 ex. per ha) en Engeland (2-4 ex. per ha). In een moerasgebied in Florida (V.S.) werden veel hogere dichtheden aangetroffen van > 20 ex. per ha (in Reggiani et al. 1993). In een voormalig vloeiveld nabij Münster werden maximale dichtheden berekend van ca. 0,7 stuks per ha (Klemann 1999).

Het is onduidelijk of zonder bestrijding de aantallen in ons land en omgeving nog zouden kunnen oplopen, maar bijvoorbeeld in Münster en in de Moeselpeel werd niet bestreden, hooguit aan de buitenzijde. Aan de andere kant was de winter van 1999-2000 zeer zacht, wat een gunstige uitwerking op de aantallen heeft gehad.

Langs watergangen zijn de dichtheden moeilijk aan te geven. In Argentinië schatten D'Adamo et al. (2000) het aantal beverratten op 10,5 per ha, maar onduidelijk is over welke oppervlakte dit werd berekend. Van der Luit (1977) deed een poging om via telling van keutels het aantal beverratten langs de oeverkanten van de Roer en Swalm vast te stellen, maar deze methode bleek toch onbetrouwbaar (Kik 1977).

Tabel 7 Het geschatte aantal aanwezige beverratten, op basis van de vangsten bij de bestrijding, in een aantal moerasgebieden in begin 2000

Locatie	Opp. ha	Aantal	Aantal per ha
Limburg			
Moeselpeel	35	75	2,1
Sasven	10	25	2,5
Biesbosch			
Polder Noorderplaat	25	40	1,6
Polder Kindem	15	10	0,7
Polder Middelveld	15	15	1,0
Polder Lange Plaat	25	40	1,6
Polder de Kat	25	60	2,4
Mariapolder	25	75	3,0
Kikvorsch	20	50	2,5
Som	195	390	2,0

4.4 Discussie en conclusies

Over de overlevingskansen van beverratten onder de leefomstandigheden en het klimaat in ons land bestaan nog vele onduidelijkheden. Het is bijvoorbeeld onbekend onder welke leefomstandigheden bepaalde dichtheden worden bereikt en welke factoren daarbij een rol spelen. De hier opgegeven dichtheden en voorkeursgebieden kunnen slechts indicatief zijn.

Een belangrijke factor bij de verbreiding van de beverratten is dispersie. Het is nog onduidelijk onder welke omstandigheden en seizoenen dit optreedt en welke dieren daarbij betrokken zijn. De gegevens over het bewegingspatroon onder invloed van hoogwater en winterse omstandigheden zijn meer anekdotisch van aard.

In belangrijke mate lijken weersomstandigheden tijdens de winter, afgezien van jacht en bestrijding, de populaties te beperken. Vooral de jonge dieren hebben hiervan te lijden (Litjens 1980; Hendrix 1986). Het is onduidelijk of kou en voedselgebrek alleen, of dat ook blootstelling aan predatoren daarbij van betekenis is. Keustermans (1997) meldde predatie van vossen op halfverkleumde beverratten in de winter. De vangst van bunzingen in vangkooien zou erop kunnen duiden dat Amerikaanse nertsen en bunzingen mogelijk predatoren zijn van vooral jonge beverratten. Gosling & Baker (1991) noemen nog andere predatoren, waaronder reigers en roofvogels. De jonge beverratten op de open nestjes zullen mogelijk bij afwezigheid van het vrouwtje een gemakkelijke prooi voor deze dieren vormen, maar er zijn geen kwantitatieve gegevens over de invloed van predatie bekend.

Omdat beverratten bij voorkeur geen duikers doorzwemmen (Maessen 1985; eigen waarnemingen), werden ze in de weekstaten geregeld als verkeersslachtoffer gemeld. Een ander risico zijn visfinken, waarin verdronken beverratten worden aangetroffen.

5 De beverratpopulatie in model

Simulaties met het populatiedynamisch model VORTEX bieden mogelijkheden om inzicht te krijgen in ontwikkeling van populaties en de factoren die daarbij van invloed zijn. Voor deze studie zijn dat bijvoorbeeld de effecten van bestrijding en strenge winters (2.4).

5.1 Parameterisatie

De parameters die in VORTEX moeten worden ingevoerd betreffen life-history, reproductie, genetica, sterfte en dichtheidsafhankelijkheid, draagkracht, migratie en catastrofes. VORTEX beschouwt jaren als tijdcycli die niet noodzakelijkerwijs overeenstemmen met kalenderjaren. Voor kortlevende soorten kan dit ook één maand zijn. Omdat vrouwtjes iedere 130 dagen jongen kunnen krijgen (Willner et al. 1983) werd gekozen voor een tijdstap van 4,3 maanden waar alle parameterwaarden naar werden omgerekend.

Bij de parameterisatie van het basisscenario (bijlage 1) is uitgegaan van een populatie, die niet door direct menselijk ingrijpen wordt beïnvloed. Populatielimitering wordt dus alleen veroorzaakt door natuurlijke oorzaken, zoals voedselgebrek, ziektes en predatie, maar niet door bestrijding. De groeicurve van de populatie dient een logistisch verloop te hebben (Fowler 1987), waarbij de levensverwachting van een beverrat in Nederland ca. 1,2 jaar bedraagt (3.1.1).

5.2 Simulaties

5.2.1 Het basisscenario

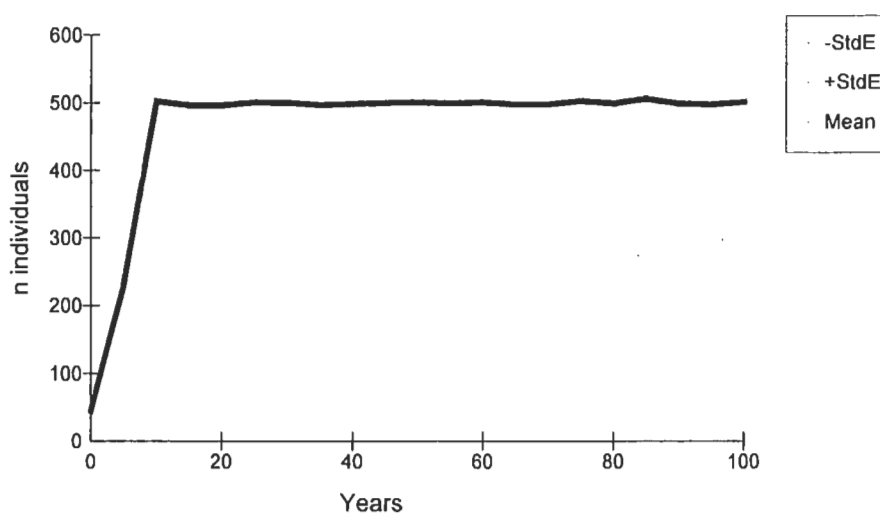
Populaties knaagdieren groeien snel (de zogenaamde r-soorten: groeisnelheid $\lambda = 1.56$), terwijl langzaam groeiende soorten zoals hoefdieren een lage λ hebben (de k-soorten: $\lambda = 1.05$) (Scott Mills & Smouse 1994). De groeisnelheid van het basisscenario voor de beverrat bedroeg $\lambda = 1.29$ (fig. 5.1 en tabel 8a), wat nog juist representatief lijkt voor een typische r-soort.

Reggiani et al. (1995) berekenden voor een populatie beverratten in Italië een gemiddelde λ over een jaar van 1.29, sterk overeenkomend met de groeisnelheid in het basisscenario. De generatietijd (overeenkomend met de gemiddelde levensverwachting) voor de simulatie bedroeg 3,69 tijdstappen (1,23 jaar), hetgeen overeenkomt met de gevonden generatietijd uit de leeftijdsopbouw van de secties van 1,16 jaar (zie 3.1.1).

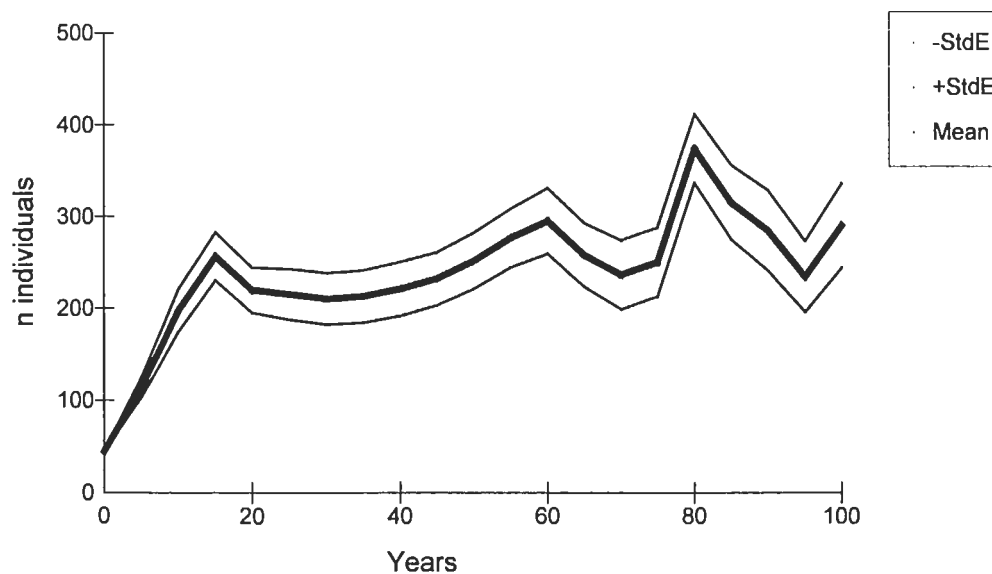
5.2.2 Effecten van wintercatastrofes en bestrijding

De uitsterfkans van de populatie bij simulatie met het basisscenario zonder wintercatastrofe was 0%, d.w.z. alle 100 gesimuleerde populaties overleefden. Wanneer de catastrofe werd toegevoegd overleefden slechts 19% van de gesimuleerde populaties (tabel 8a). Als gevolg van de strenge winters nam de populatiedynamiek enorm toe, wat mede werd veroorzaakt door het geringe aantal populaties dat bij de simulaties overleefde (fig. 5.1 en 5.2).

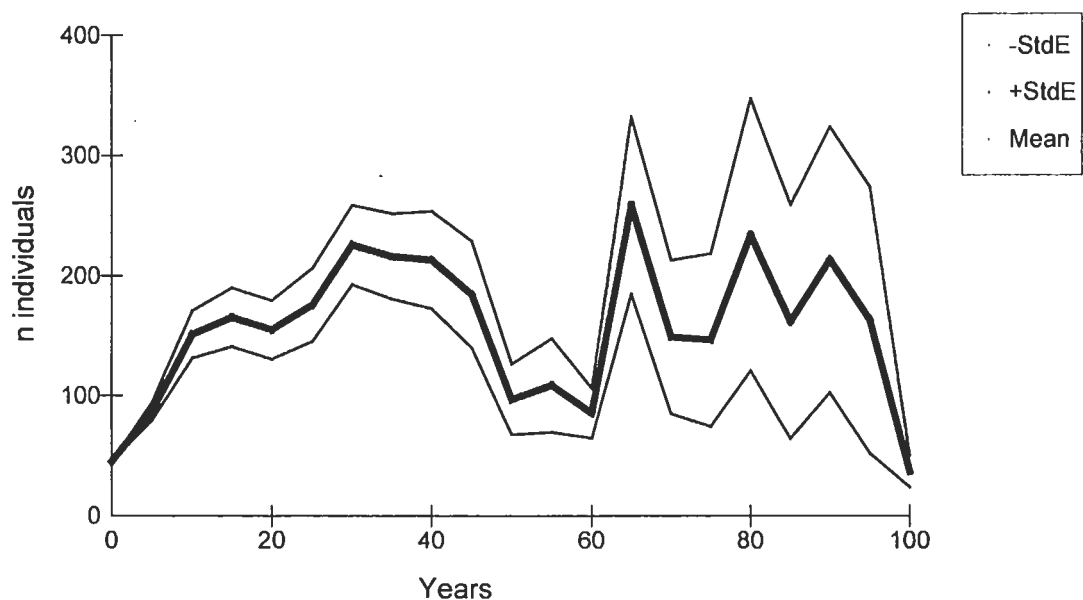
Het in beperkte mate bestrijden kan worden gesimuleerd door bijvoorbeeld een extra sterfte van 10% onder subadulten en adulten in te voeren. Voor het basisscenario met wintercatastrofes leidde dit tot een verhoogde dynamiek in de aantallen (fig. 5.3). Daarnaast nam de uitsterfkans toe. Slechts 3% van de populaties overleefde na 100 tijdstappen, overeenkomend met ca. 36 jaar (tabel 8d).



Figuur 5.1 Het verloop van het gemiddelde aantal individuen ($\pm$ Standaardafwijking) met VORTEX bij simulatie van 100 populaties over 100 tijdstappen van elk 4,3 maanden (years) voor het basisscenario zonder wintercatastrofes



Figuur 5.2 Het verloop van het gemiddelde aantal individuen ($\pm$ Standaardafwijking) met VORTEX bij simulatie van 100 populaties over 100 tijdstappen van elk 4,3 maanden (years) voor het basisscenario met wintercatastrofes



Figuur 5.3 Het verloop van het gemiddelde aantal individuen ($\pm$ Standaardafwijking) met VORTEX bij simulatie van 100 populaties over 100 tijdstappen van elk 4,3 maanden (years) voor het basisscenario met wintercatastrofes en bestrijding (10% verhoogde sterfte)

Tabel 8 Gevoeligheidsanalyses voor enkele parameters met VORTEX voor het basisscenario (bijlage 1). Steeds zijn de uitkomsten van het percentage overlevende populaties (Overleving%), het mediane aantal jaren (omgerekend van het aantal tijdstappen van 4,3 maanden) waarbij de populaties uitsterven (Uitsterftijd), het gemiddelde aantal individuen in de resterende populaties (Pop. omvang $\pm$ standaardafwijking), de intrinsieke groeisnelheid λ en de gemiddelde generatietijd in jaren aangegeven

* = basisscenario

Tabel 8a Variatie in de sterfte onder de juvenielen (38-56%) en subadulten (23-34%)

Sterfte% juv/subad/ad	38/23/20	44/26/20	50/30/20*	56/34/20
Overleving%	45	38	19	21
Uitsterftijd	26	21	16	13
Pop. Omvang $\pm$ sd	332 $\pm$ 185	295 $\pm$ 180	216 $\pm$ 208	318 $\pm$ 214
λ	1.42	1.36	1.29	1.22
Generatietijd	1.17	1.19	1.23	1.27

Tabel 8b Variatie in de kans op een wintercatastrofe van 5-20% jaarlijks

Catastrofekans%	5	10	15*	20
Overleving%	94	68	19	11
Uitsterftijd	67	67	16	12
Pop. Omvang $\pm$ sd	415 $\pm$ 155	322 $\pm$ 188	216 $\pm$ 208	213 $\pm$ 202
λ	1.29	1.29	1.29	1.29
Generatietijd	1.23	1.23	1.23	1.23

Tabel 8c Variatie in de sterfte bij een wintercatastrofe (50-80%)

Sterfte% bij catastrofe	80*	70	60	50
Overleving%	19	65	91	100
Uitsterftijd	16	67	67	67
Pop. Omvang $\pm$ sd	216 $\pm$ 208	290 $\pm$ 195	378 $\pm$ 156	449 $\pm$ 117
λ	1.29	1.29	1.29	1.29
Generatietijd	1.23	1.23	1.23	1.23

Tabel 8d Variatie in de sterfte (bestrijdingsdruk) onder de subadulten (30-40%) en adulten (20-30%)

Sterfte% juv/subad/ad	50/30/20*	50/35/25	50/40/30
Overleving%	19	16	3
Uitsterftijd	16	9	7
Pop. omvang $\pm$ sd	216 $\pm$ 208	230 $\pm$ 199	37 $\pm$ 22
λ	1.29	1.22	1.16
Generatietijd	1.33	1.17	1.11

5.3 Gevoeligheidsanalyses

Omdat een aantal ingevoerde waarden van enkele belangrijke parameters in het basisscenario zijn geschat op basis van het eigen onderzoek en gegevens uit de literatuur wordt een gevoeligheidsanalyse voor variërende waarden uitgevoerd (tabel 8).

Verhoging van het sterftepercentage voor juvenielen en subadulten in het basisscenario met wintercatastrofes, resulteerde in een verminderde overlevingskans, lagere mediane extinctietijd en een verlaagde intrinsieke groeisnelheid λ van de gesimuleerde populatie beverratten (tabel 8a). Tevens nam de populatiedynamiek toe (fig. 5.3).

Vooraf bij verlaging van de kans voor het optreden van een wintercatastrofe namen de overlevingskansen en de omvang van de populaties toe (tabel.8b). Bij een kans op een wintercatastrofe van 5% bestond er kans op een duurzame populatie, die de draagkracht benaderde.

Bij afnemende sterfte tijdens een wintercatastrofe nam eveneens de overlevingskans en de gemiddelde omvang van de populatie toe (tabel 8c). Verlaging van de sterfte van 80% naar 70% had al een aanzienlijk positief gevolg voor de overlevingskans, terwijl bij een sterfte van 50 – 60% de populatie een duurzaam karakter kreeg en de omvang de draagkracht benaderde. Bovendien nam de dynamiek in aantallen af.

Verhoging van de sterfte onder de subadulten en adulten bleek een aanzienlijk negatief effect op de populatie te hebben (tabel 8d.). Een verhoging met 10% als simulatie van de bestrijdingsdruk leidde tot het vrijwel volledig uitsterven van de populaties, waarbij tevens de groeisnelheid afnam en de dynamiek in aantallen toenam.

5.4 Discussie en conclusies

Het beschreven basismodel voor de beverratten bleek voor enkele uitkomstwaarden, zoals generatietijd en intrinsieke groeisnelheid, goed overeen te komen met bestaande populaties in Europa. Dit betekent echter nog niet dat het werkingsmechanisme van het model overeen zou komen met de ingewikkelde ecologische processen, die de aantallen bepalen. Zo is o.a. geen dichtheidsafhankelijkheid voor de reproductie ingevoerd, terwijl daarvoor wel aanwijzingen bestaan (Reggiani et al. 1995; zie bijlage 1). Concrete gegevens ontbraken echter. Indien de ingevoerde waarden voor de reproductie (% drachtige vrouwtjes en aantal geboren jongen) voor de lagere dichtheden geldig blijven, dan zouden, bij invoering van deze dichtheidsafhankelijke reproductie, de uitkomsten van de simulaties wat minder dynamiek hebben vertoond bij iets geringere aantallen. In principe zou dit het patroon van de uitkomsten niet hebben doen veranderen.

Het model bleek erg gevoelig voor relatief kleine variaties in sterfte en in de frequentie van voorkomen van catastrofes. Groeisnelheid, uitsterfkansen, aantallen (dichtheden) en de dynamiek in aantallen stonden onder grote invloed van sterfte- en catastrofekansen. Carter & Johnson-Randall (1999) modelleerden een beverrattenpopulatie in relatie tot het verlies aan moeras door vraat in Louisiana (V.S). Zij vonden eveneens een zelfde sterke gevoeligheid van de populatie voor sterfte, zowel onder jonge als oude dieren. De invloed hiervan was bijvoorbeeld groter dan van de variatie in vruchtbaarheid van de vrouwtjes.

Dit komt in grote mate overeen met het sterk variërende patroon van de beschreven ontwikkeling van de populaties in ons land, mede onder invloed van de periodieke bestrijdingen (fig.6.1). Daarbij is het aanzienlijke effect van een betrekkelijke geringe extra sterfte, zoals bijvoorbeeld gerealiseerd door de verschillende bestrijdingsacties,

opmerkelijk te noemen. Omgekeerd zou een verslapping in de bestrijding juist een gunstig effect op het verloop van de populaties hebben.

Ofschoon het model VORTEX speciaal ontwikkeld werd om ook de mogelijkheden van het oogsten van dieren, in feite dus extra sterfte te onderzoeken, gaf deze optie voor simulatie van een bestrijdingsdruk onder invloed van de verschillende bestrijdingswijzen onvoldoende mogelijkheden. Bestrijding werd nu gesimuleerd door de sterfte vooral onder de subadulten en adulten te verhogen (3.3.5; bijlage 1).

Daarnaast hangen de effecten van winters nauw samen met het optreden van vorstperiodes (zie bijlage 1) en deze zijn uitgebreider dan hier kon worden gesimuleerd via een soort gemiddelde strenge winter.

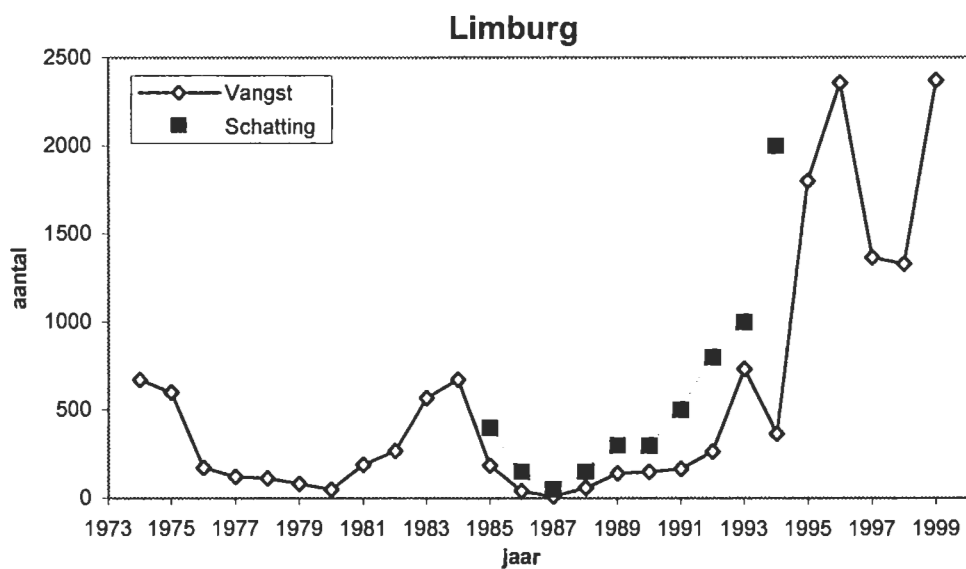
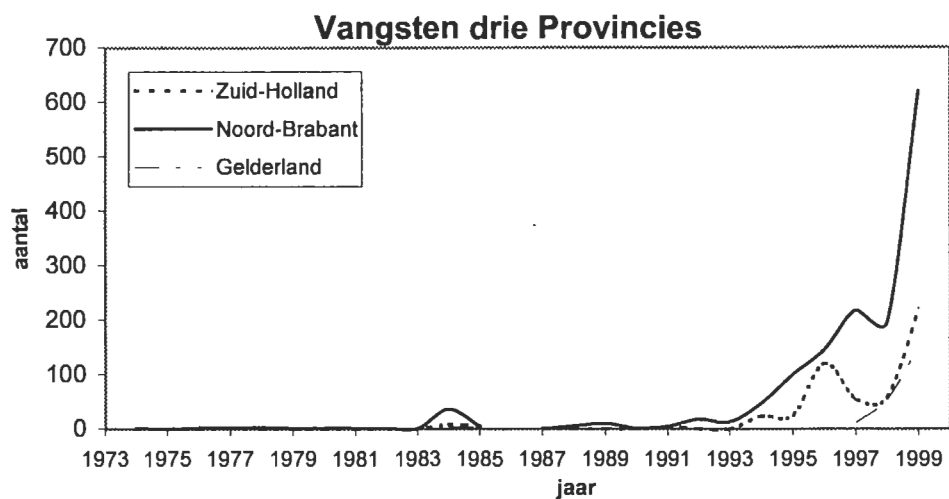
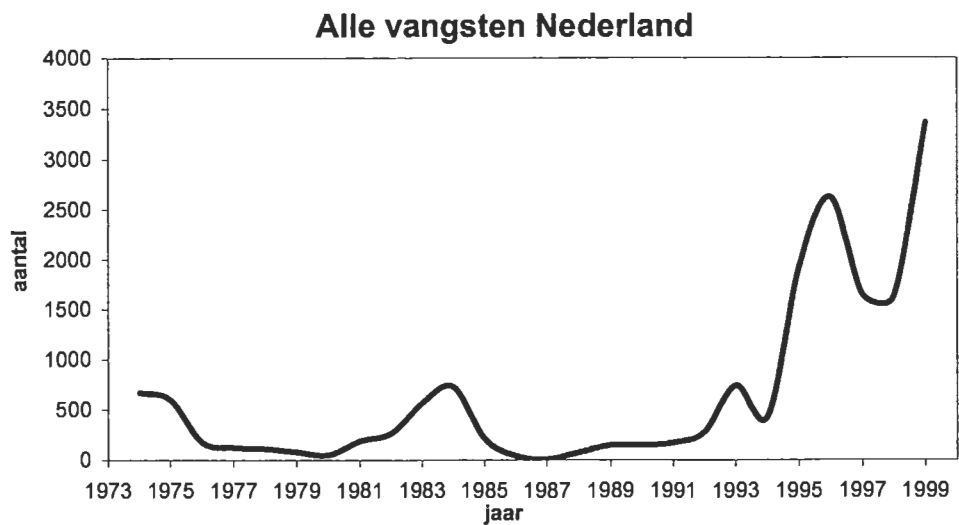
6 De ontwikkeling van de Nederlandse populaties

6.1 Historie

Het voorkomen van beverratten in ons land en de ontwikkelingen van de populaties zijn tot 1988 vrij gedetailleerd beschreven door Koenders (1964), Litjens (1980; 1984), Hendrix (1986) en Wijlaars & Hoeve (1992). Rond 1930 verschenen in ons land de eerste beverratten in kwekerijen. Vanaf 1935 worden de dieren, dikwijls eenlingen of kleine aantallen, periodiek verspreid over het hele land in het veld aangetroffen. In eerste instantie ontsnapten veel dieren uit de kwekerijen vanwege een slechte huisvesting. Vanaf de jaren vijftig zijn daarnaast beverratten uit kwekerijen vrijgelaten in perioden met dalende pelsprijzen. In de jaren tachtig werden de dieren zelfs uit deze kwekerijen bevrijd door anti-bont organisaties en in het veld, zoals in de Biesbosch en de Weerribben, uitgezet. Aanvankelijk door de jacht en later ook door bestrijdingscampagnes begeleid en uitgevoerd door muskusrattenbestrijders, konden de dieren zich slechts op enkele plaatsen voor langere tijd vestigen. Vooral door het optreden van strenge winters, zoals die van 1955-1956, verdwenen ook deze populaties. Vanaf ca. 1950 kon zich in Midden-Limburg langs de rivier de Roer toch een populatie handhaven, maar tijdens de lange, strenge winter van 1962-1963 is ook deze populatie, geschat op 200-300 stuks, te gronde gegaan. Spoedig kon zich de populatie weer herstellen en uitbreiden door aanvulling vanuit een restbestand in het Duitse achterland langs de Roer. Hier bevonden zich eveneens een aantal kwekerijen. Na 1963 kon deze populatie zich periodiek uitbreiden om na strenge winters, in combinatie met enkele bestrijdingsacties, weer terug te vallen tot het kerngebied in Midden-Limburg langs de Roer en het gebied nabij de uitmonding van deze rivier in de Maas. In de jaren tachtig is weer sprake van tal van vrijlatingen en ontsnappingen, niet alleen uit kwekerijen, maar ook uit privé collecties (o.a. Fey 1993; Keustermans 1989; 1997). Mede dankzij snelle bestrijdingsacties direct na meldingen door de muskusrattenbestrijders, zoals in 1984 in de Weerribben en in 1988 in Zuidelijk Flevoland, kon vestiging in veel gevallen worden voorkomen, maar in de Biesbosch lukte dit niet (Fey 1993).

6.2 Recente ontwikkeling

Vanaf 1974 werden de aantallen beverratten die door muskusrattenbestrijders, zowel gericht als in vallen bestemd voor de vangst van muskusratten, werden aangetroffen, geregistreerd en verzameld (fig. 6). Bovendien werden door de bestrijder Johan Maessen (zonder jaar) voor een aantal jaren schattingen van de aantallen in Limburg gemaakt. Daaruit bleek dat de jaarlijks bemachtigde aantallen een redelijke indruk geven van de aanwezige aantallen.



Figuur 6 De aantallen gevangen beverratten volgens opgaven van de provinciale muskusrattenbestrijdingsdiensten in de loop der jaren, als totaal, per provincie en voor de provincie Limburg weergegeven. Voor Limburg inclusief opgaven in Maessen (zonder jaar) over geschatte aanwezige aantallen in het voorjaar

Vanaf ca. 1993 nemen de gevangen aantallen snel toe, hoofdzakelijk door een snelle uitbreiding van het verspreidingsgebied langs de Maas en de Waal met de Biesbosch en Midden-Limburg als kerngebieden (fig. 7). De vrij strenge winters van 1995-1997 hebben daarop slechts een vertragend effect gehad. In het begin van 2000 heeft deze uitbreiding zich voortgezet met meldingen langs de Rijn (o.a. de Blauwe Kamer), in Valkenswaard en Schieland en langs de Grevelingen en de Oosterschelde.



Figuur 7 De verspreiding van de beverrat volgens opgaven van de provinciale muskusrattenbestrijdingsdiensten, 1999

6.3 Effecten van de bestrijding

6.3.1 De georganiseerde bestrijding

Bij wijziging van de jachtwet kreeg de bestrijding, in de betekenis van vangst op terreinen waar de bestrijder niet het jachtrecht had, pas in 1978 een wettelijke basis door opname van de beverrat onder het bereik van art. 54. In principe mochten en mogen zowel de muskusrat als de beverrat door de jachtgerechtigden binnen hun jachtveld worden geschoten. Volgens een instructie van de toenmalige Directie Faunabeheer (Ministerie van L. en V.: 1 juli 1978) mag de beverrat uitsluitend worden bestreden door rijks en provinciale muskusrattenbestrijders in het bezit van een aanwijzing Jachtwet art. 54, tevens eerste lid. De bestrijder kan daarbij, met de in deze aanwijzing genoemde middelen, op alle aangewezen gronden beverratten bestrijden.

Rond 1960 toen zich de dieren permanent in Midden-Limburg langs de Roer hadden gevestigd, hielden de bestrijders van muskusratten, in dienst van de Plantenziektenkundige Dienst, enig toezicht op de ontwikkeling (Koenders 1964). Vanaf 1970-1974 namen de aantallen dieren in Limburg dusdanig toe en daarmee evenredig de schade, dat landbouwers overgingen tot 'wilde' bestrijdingsacties. De beverrat had namelijk tot 1978 geen wettelijke status. Om de problematiek niet verder te laten escaleren werd in de winter van 1974-1975 een bestrijdingscampagne georganiseerd onder begeleiding van de rijks muskusrattenbestrijder. In de daaropvolgende jaren was de populatie zo gedecimeerd, dat de schade aanzienlijk was verminderd (tabel.9). Sinds die tijd werd alleen op plaatsen waar schade voorkwam of te verwachten was door de muskusrattenbestrijders nog bestreden (Litjens 1980).

De uitvoering van de bestrijding lag aan het eind van de jaren zeventig bij de rayonambtenaren in dienst bij de sectie Bestrijding van de Directie Faunabeheer en belast met de muskusrattenbestrijding. Vanaf die tijd werd als uitgangspunt gekozen voor een intensieve bestrijding in de rand van het verspreidingsgebied, teneinde verspreiding naar waterstaatkundig kwetsbare gebieden te voorkomen. Binnen het gebied van voorkomen was de bestrijding vooral gericht op het voorkomen van schaden (Litjens 1980). Tot 1984 werd de bestrijding door een aangewezen bestrijder uitgevoerd, maar daarna werden deze taken over alle bestrijders verdeeld (Hendrix 1986). Later werd tot 1996 de bestrijding weer uitgevoerd door één aangewezen muskusrattenbestrijder. Daarbij werd hoofdzakelijk gebruik gemaakt van klemmen en afschot bij hoogwater. Volgens de aantekeningen van J. Maessen, die naast het bestrijden van muskusratten tevens belast was met de bestrijding van beverratten, breidde de populatie in Limburg zich in de begin jaren negentig uit als gevolg van het uitblijven van strenge winters (zie fig. 6). Bovendien vond er in het Duitse achterland langs de Roer, Swalm en Niers geen bestrijding meer plaats, terwijl daar de leefomstandigheden voor de beverrat zeer gunstig waren. De voortdurende roep om een intensievere bestrijding en meer vangmiddelen werd toen niet gehonoreerd.

Sinds 1 januari 1996 is in Limburg de muskusrattenbestrijding in beheer bij de twee waterschappen. Daarbij is de bestrijding van de beverrat weer overgegaan naar de

plaatselijke muskusrattenbestrijders. De dieren werden nu ook langs de oevers van beken en op de werkpaden bestreden om als jachthouder niet aansprakelijk gesteld te kunnen worden voor het optreden van vraat aan landbouwgewassen. Tijdens veldbezoeken en interviews met de plaatselijke bestrijders bestond de indruk dat, naast afschot bij hoogwater, slechts plaatselijk bij schadegevoelige objecten en bij melding van schade werd bestreden. De aanwezige vangmiddelen waren van beperkte omvang en de muskusrattenbestrijding had de hoogste prioriteit. Bovendien werd de bestrijding in natuurgebieden, dikwijls als kerngebied voor de beverrat fungerend, in beperkte mate uitgevoerd. Dit vanwege het risico van bijvangst en de beheerstrategie in deze gebieden van 'geen jacht, tenzij'. Mede door de voortdurende instroom van migranten uit Duitsland, vooral bij hoogwater via de Roer, Swalm en Niers, was de geleverde inspanning mogelijk juist voldoende om onrust onder de landbouwers te voorkomen, maar strikt onvoldoende om de zich uitbreidende populatie beverratten onder controle te houden.

In Noord-Brabant werden op ad hoc basis, in de vorm van hand- en spandiensten aan beheerders, jaarlijks of periodiek beverratten door muskusrattenbestrijders bestreden. Dit gebeurde dikwijls met het geweer of ook wel met klemmen en later met vangkooien. In het kerngebied van de Biesbosch werden de dieren bestreden om eventuele schade buiten deze gebieden te voorkomen. In de provincie Gelderland wordt de laatste jaren vooral bestreden na klachten en op plaatsen met duidelijke beverratactiviteiten en schade.

De bestrijding van de beverrat werd in Zuid-Holland tot 1996 zoveel mogelijk door muskusrattenbestrijders naast hun gewone taak uitgevoerd. Met ingang van 1996 is de beverratvangst in opdracht van de provincie structureel door de Dienst Muskusrattenbestrijding uitgevoerd. Daarbij werd hoofdzakelijk gebruik gemaakt van klemmen en geweer.

6.3.2 Particuliere bestrijding

Tot de jaren zeventig floreerde het jachtbedrijf in ons land en beverratten zullen mogelijk tot die tijd nog wel als welkome jachtbuit zijn beschouwd. Ofschoon de dieren geregeld verspreid over het land voorkwamen, waren meer langdurige vestigingen zeldzaam, mogelijk mede als gevolg van de jacht. Afgezien van de 'wilde' bestrijdingsacties van particulieren en jachtgerechtigden in Limburg in de periode 1970-1974, werd daarna geen intensieve bejaging door particulieren meer bekend. Dit werd in feite ook overbodig doordat de bestrijding werd opgepakt door de muskusrattenbestrijdingsdiensten.

Tijdens winters met bevroren wateren was de situatie echter geheel anders. Volgens de waarnemingen van Koenders (1964), Litjens (1980) en Keustermans (1997) werden tijdens dergelijke winters vele beverratten zowel door jachtgerechtigden als particulieren geschoten, doodgeslagen of door hun honden gedood. Deze dieren, die verkleumd voedsel en dekking zochten in ruigten, konijnenholen, volkstuintjes, nabij open water en nabij menselijke bewoning, konden dikwijls eenvoudig worden

gedood. Hoewel in dergelijke winters vele dieren omkomen is het maar de vraag of al deze beverratten ook zonder gewelddadige dood door de winterse omstandigheden zouden sterven. Er zijn voldoende waarnemingen die bevestigen dat althans een aantal dieren onder bepaalde omstandigheden de meest strenge winters kunnen overleven (Ehrlich 1962; Litjens 1980; Fey 1993; Klemann 1999; Königsfeld et al. 1999; 3.3.4; 4.2). Volgens Koenders (1964) werden direct na de strenge winter van 1962-1963, toen er op Nederlands gebied geen beverratten meer aanwezig waren, weer vrij snel daarna dieren waargenomen, die vanuit het Duitse achterland langs de Roer het gebied koloniseerden. Dit kan alleen maar hebben plaats gehad, indien daar voldoende dieren de winter hadden overleefd. Het lijkt aannemelijk dat de Duitsers de beverratten hebben getolereerd, waardoor ze van gewasrestanten, wildakkers en mogelijk zelfs wintervoederplaatsen voor wild hebben kunnen profiteren (Hendrix 1986; J. Maessen mededeling). Dit betekent dat intolerantie in belangrijke mate de overlevingskansen van de beverratten in ons land heeft bepaald.

6.4 Synthese: het perspectief van de beverrat in ons land

Geconcludeerd kan worden dat de verspreiding van de beverrat, zoals die zich in de vorige eeuw in ons land heeft gemanifesteerd, tot stand is gekomen onder invloed van een aantal combinaties van factoren. Het is daarbij volstrekt duidelijk dat de verspreid in het land opduikende beverratten te danken zijn aan ontsnappingen en vrijlatingen uit kwekerijen. Vanwege het feit dat er in ons land geen professionele kwekerijen meer voorkomen (mededeling VEZ; Vereniging voor Exotische Zoogdieren), maar er nog steeds sprake is van vrijlatingen, gaat het daarbij nu waarschijnlijk om particuliere collecties in dierenparkjes en kinderboerderijen. De huidige kernpopulaties in de Biesbosch, Zuid-Hollandse eilanden en Noord-Limburg hebben daaraan zelfs hun bestaan te danken. De populatie in Limburg moet als een deelpopulatie van de populaties langs de Roer, Swalm en Niers in het Duitse achterland worden beschouwd. Door het gunstige leefklimaat is van daaruit een voortdurende instroom van migranten, vooral bij hoogwater, te verwachten.

In eerste instantie zal de jacht in combinatie met strenge winters de permanente vestiging na ontsnappingen hebben voorkomen. Later werd bij ontsnappingen en vrijlatingen ingegrepen door de georganiseerde muskusrattenbestrijding. Strenge winters alleen zijn onvoldoende gebleken om de beverratten te doen verdwijnen. Het zijn vooral de particulieren en jachtgerechtigden geweest, die tot nu toe de eenvoudig op te sporen en trage dieren onder winterse omstandigheden hebben gedood. Ook volgens de simulaties met het Vortexmodel zijn de populaties dan extra gevoelig voor sterfte (5). Dit is dan ook de belangrijkste factor voor de verdwijning van de populaties in strenge winters geweest. Alleen in het ontoegankelijke kerngebied van de Biesbosch is dat door de georganiseerde bestrijding met een beperkte inzet, niet gelukt.

Op grond van deze conclusies is het te verwachten, dat bij uitbreiding van de populaties meer moerasgebieden zullen worden bewoond. Dit betekent dat bij toenemende tolerantie bij strenge winters meer populaties in kerngebieden in kleine

aantallen zullen overleven. Hoewel noordelijker van het recente verspreidingsgebied in ons land (fig. 7) de winters strenger zijn, komen er in Duitsland toch enkele permanente populaties in deze klimaatzone voor (Reggiani 1999). De kernpopulatie in het Europareservaat Riesenfelder Münster in het stroomgebied van de Ems is daarbij mogelijk een referentie. Deze populatie is al 20 jaren bekend en breidt zich periodiek langs de Ems uit, om bij strenge winters weer op het moerasreservaat als kerngebied terug te vallen (Anonymus 1995a; Klemann 1999). Het is daarom de verwachting dat de beverratten zich ook in de noordelijke delen van ons land in kerngebieden kunnen handhaven, waarbij afhankelijk van het optreden van strenge winters periodiek uitbreiding van de populaties mogelijk is. De overlevingskansen van de beverrat zullen, onder invloed van een mogelijke klimaatsverandering, waarbij zich een stijging van de gemiddelde wintertemperatuur voordoet, alleen maar toenemen.

Om een indruk te krijgen van het aantal beverratten dat op een bepaald moment in ons land aanwezig zou kunnen zijn, kan gebruik worden gemaakt van de gegevens uit tabel 7 en de oppervlakte van moeras- en rietvegetaties in ons land (19.127 ha uit: Moeraskaart GIS, Alterra). Indien de beverratten zich zonder bestrijding over geheel Nederland uitbreiden en moerassen en rietvegetaties als de kerngebieden mogen worden beschouwd (4.2) met een dichtheid van 2,0 ex. per ha, dan zou het daarbij kunnen gaan om een kleine 40.000 dieren.

7 Ecologisch functioneren

Hoe functioneren beverratten als ecologische factor in natuur en landelijk gebied?

7.1 Vraat van landbouwgewassen

De meeste herbivore zoogdieren versmaden onze landbouwgewassen niet. De voedingswaarde ervan is, als gevolg van selectie en bemesting, dikwijls hoger dan van de natuurlijke voedselplanten. Vraat is de belangrijkste reden dat de grote herbivoren in ons land niet in het landelijke gebied worden getolereerd, de middelgrote worden bejaagd en kort gehouden en de kleinere als plaagsoorten te boek staan. Ook de beverrat is geen uitzondering. Knol-, wortel- en zaadgewassen worden met graagte gegeten, terwijl daarnaast ook op graslanden wordt gegraasd.

In het verleden is in Limburg de jaarlijks opgetreden vraatschade aan landbouwpercelen bijgehouden (Litjens 1984; Hendrix 1986), terwijl Johan Maessen aantekeningen maakte over de vanglocaties in verband met schademeldingen. Daarnaast deden van der Luit (1977) en Kik (1977) pogingen tot nadere kwantificering van de schade en zij verrichtten tevens enkele observaties over de omstandigheden waaronder vraat optrad.

7.1.1 Omvang vraatschade

Vooraf percelen met suikerbieten worden dikwijls door vraat van beverratten getroffen, maar ook in maïspcelen en nu en dan in percelen met andere gewassen, zoals aardappelen, granen en koolzaad werd vraatschade vastgesteld (tabel 9). De klachten over schade hingen in eerste instantie nauw samen met de omvang van de beverratenpopulatie. Nadat in 1974 de klachten van boeren leidden tot een grote commotie, werd in Limburg overgegaan tot een bestrijding, die gericht was op voorkoming en beperking van de vraatschade. In feite heeft zich daarna het beeld van de schade gestabiliseerd tot een niveau, zoals aangegeven in de tabellen 9a en b. Op een enkele uitzondering na, waarbij in een vroeg stadium vooral jonge suikerbietenplantjes en graanplantjes werden geconsumeerd, ging het daarbij om vraat in de zomer en herfst, waarbij de maximale derving aan oogst voor suikerbieten enkele honderden m² per perceel bedroeg. Bij vroege vraat konden de gevolgen van ernstiger aard zijn. Recent maakte bestrijder Toon de Roeper melding van 2.000 – 3.000 m² kaalvraat in een perceel suikerbieten langs de Roer in Midden-Limburg. Hier konden de aanwezige beverratten niet goed worden bestreden, waardoor het hele seizoen vraat optrad. Dezelfde bestrijder deed nog melding van vraat in een aardappelperceel van ca. 500 m².

De laatste jaren zijn de schadegevallen niet meer in kaart gebracht, maar bij navraag onder bestrijders werd de indruk verkregen dat het schadebeeld zich niet heeft

gewijzigd. In 1999 ging het daarbij om een tiental schadegevallen, waarbij door de bestrijders in de verschillende provincies snel werd ingegrepen. Het betrof vooral vraat aan maïs en suikerbieten, waarbij de omvang dikwijls beperkt bleef tot enkele tientallen m² met eerder genoemde uitzonderingen. Vraatschade werd in de loop van de tijd nog vastgesteld aan enkele wortelgewassen, zoals peen, witlof en schorseneren (± 1000 m²), terwijl ook wel (volks)tuintjes door beverratten werden bezocht.

Tabel 9a en b Omvang van vraatschade volgens het aantal meldingen (a percelen) en volgens de oppervlakte oogstderiving (b in m²) per jaar in Midden-Limburg (naar Van der Luit 1977; Kik 1977; Lijens 1984; Hendrix 1986; Johan Maessen aantekeningen)

a) Schadegevallen																
gewas	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1990	1991	1992	1993
suikerbiet		enkele	enkele	4	6	4	8	12	18	6	?	0	7	13	?	?
graan		0	0	0	1	0	1	2	2	2	?	0	1	0	?	?
maïs		0	0	0	0	1	2	2	2	2	?	0	2	2	?	?
aardappel		0	0	0	0	0	0	1	0	0	?	0	0	0	?	?
koolzaad		0	0	0	0	0	0	0	0	0	?	0	0	1	?	?
gras		0	0	0	0	0	0	0	0	0	?	0	0	5	?	?
oever		0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	6	?	?
Totaal	aanzienlijk	enkele	enkele	4	7	5	11	17	22	10	>2	0	10	27	5	9

b) Oppervlakte vraat													
gewas	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984		
suikerbiet	?	<25	<25	610	520	120	2570	9090	6175	410	2135		
graan	?	0	0	0	75	0	150	330	1800	50	?		
maïs	?	0	0	0	0	20	110	110	300	50	1400		
aardappel	?	0	0	0	0	0	0	300	0	0	0		
Totaal	aanzienlijk	<25	<25	610	595	140	2830	9830	8275	510	3535		

7.1.2 Omstandigheden waaronder vraatschade optreedt

Vraat in het voorjaar en de voorzomer veroorzaakt de grootste schade, omdat de plantjes nog klein zijn, maar deze vorm van schade komt minder vaak voor. In de zomer en het najaar is de schade aan de landbouwgewassen minder groot van omvang, vanwege de aanzienlijke productie van het gewas. Vooral in de wintermaanden en het vroege voorjaar grazen beverratten op kort grasland, wat mogelijk opbrengstderving kan betekenen, maar hierover zijn geen gegevens bekend.

Zowel uit het onderzoek in Limburg als elders in Europa (Kik 1977; Abbas 1988) bleek dat vraatschade, met afnemende intensiteit vanaf de waterkant, voornamelijk optreedt binnen een zone tot ca. 50 m vanuit deze waterkant. Verreweg de meeste vraat vond plaats in de eerste tien meter vanaf de oever. De vraat aan suikerbieten, zoals door Kik in 1977 in Midden-Limburg geregistreerd, bleef zelfs binnen 36 m uit de oeverkant. Landbouwpercelen die het dichtst langs de oever staan, zijn dan ook het meest kwetsbaar.

Volgens Kik (1980) woonden de beverratten, op een enkele uitzondering na, binnen een afstand tot maximaal 300 m vanaf de schadeplek. Bovendien nam de schade niet

meer toe na de vangst van enkele dieren. Maar volgens Toon de Roeper wordt nu langs de Roer soms binnen enkele weken na vangst weer nieuwe vraat gezien, mogelijk veroorzaakt door dieren die vanuit Duitsland vooral bij hoogwater met de stroom meekomen. In Midden-Limburg bestond er een verband tussen de aanwezigheid van beverratten en de locatie van percelen suikerbieten langs de oever (van der Luit 1977; Kik 1977; Johan Maessen mededeling). De beverratten zochten deze plaatsen dus op.

7.1.3 Schattingen omtrent potentiële schade

Ten behoeve van een kosten-baten analyse bij afwegingen omtrent bestrijding is enig inzicht in potentiële schade noodzakelijk. Daarover zal hier een scenario van vraatschade aan landbouwgewassen nader worden uitgewerkt, waarbij er vanuit wordt gegaan dat er niet wordt bestreden.

Schade zal vooral plaatsvinden aan landbouwgewassen direct grenzend aan oevers van waterlopen. Vooral suikerbieten, en in mindere mate graan en maïs, zijn in trek bij beverratten (tabel 9). De meeste schade vindt plaats binnen 10 meter van de oever en maximaal wordt 50 m uit de oever nog van landbouwgewassen gevreten (Kik 1977; Abbas 1988; Doncaster & Micol 1989; D'Adamo et al. 2000). De actieradius vanaf de dagverblijfplaats van beverratten ligt rond de 200-300 m en soms iets verder (Kik 1977; Stubbe & Krapp 1984). Kerngebieden van beverratten bestaan uit moerasvegetatie met een groot aandeel riet (o.a. Reggiani et al. 1993; 4.2). Bij het niet bestrijden zullen de dichtheden daar naar verwachting kunnen oplopen naar 1-3 stuks per ha. Kleine watergangen met veel water- en oeverplanten of met aantrekkelijke landbouwgewassen langs de oevers, zullen incidenteel gebruikt worden, maar onder winterse omstandigheden zijn deze minder geschikt als permanent leefgebied. Daarnaast vestigen beverratten zich langs de grote rivieren met oude zijarmen en grint- en zandgaten.

Om de maximaal mogelijke potentiële schade te schatten, bij een verspreiding van beverratten over geheel Nederland, wordt uitgegaan van de oppervlakte maïs, suikerbieten en granen in moerasgebieden en een zone van 300 m daaromheen (Moeraskaart GIS, Alterra). Gezien de verspreiding van beverratten in het verleden (Wijlaars & Hoeve 1992; 6.2) werd daarnaast voor de provincies Limburg, Noord-Brabant en Gelderland ook langs de Maas in een zone van 300 m de schade bepaald. Omdat beverratten meestal slechts binnen een strook van 10 m langs de oever foerageren is de te verwachten maximale schade aanzienlijk lager.

In Nederland wordt het totale oppervlakte suikerbieten, maïs en graan respectievelijk op 100.000, 200.000 en 200.000 ha geschat, met een gezamenlijke opbrengst van ca. 1900 miljoen gulden. Hierbij werden de volgende opbrengstprijzen van de gewassen gehanteerd: maïs fl 3.162,-; biet fl 5.940,- en graan fl 3.300,- (Hendrix 1986; CBS 2000). Bij de schadeberekening wordt ervan uitgegaan dat bij maximale dichtheden alle percelen vanaf de waterkant bereikbaar zijn en een zone van 10 m langs de oever geheel wordt weggevreten, wat een oogstderving van gemiddeld ca 3%

betekent (tabel 10). Uitgaande van een permanente verspreiding over Limburg, Noord-Brabant en Zuid-Holland zal de schade bij dan hoge dichtheden naar verwachting maximaal ca. fl. 500.000 per jaar bedragen. De totale schade in ons land zou volgens deze berekening op ca. 1,5 miljoen gulden uitkomen.

Tabel 10 De maximaal te verwachten vraatschade van beverratten aan landbouwgewassen per provincie binnen een zone van 300 m rond moerasgebieden en langs de Maas. Oppervlakten berekend volgens de Moeraskaart GIS Nederland en de prijzen volgens opgaven in Hendrix (1986) en CBS (2000)

Totale oppervlakte in ha				Potentiële schade		
Locatie	Maïs	Bieten	Graan	Maïs	Bieten	Graan
Limburg	801	306	303	fl 75.983	fl 54.474	fl 29.954
Noord-Brabant	1009	385	934	fl 95.696	fl 68.652	fl 92.447
Zuid-Holland	67	255	472	fl 6.397	fl 45.474	fl 46.765
Som	1877	946	1709	fl 178.076	fl 168.600	fl 169.166
Rest Nederland	2305	1985	4042	fl 218.527	fl 353.670	fl 400.158
Nederland totaal	4182	2931	5751	fl 396.603	fl 522.271	fl 569.324

7.1.4 Kosten en baten bij plaatselijke schadebestrijding

Naast berekeningen over potentiële schade kan een scenario worden geschetst, waarbij de kosten van de plaatselijke bestrijding worden afgezet tegen de geleden plaatselijke schade aan landbouwgewassen.

Bij de meldingen over schade ging het dikwijls om schade, waarbij vroegtijdig tot plaatselijke bestrijding van de aanwezige beverratten werd overgegaan (tabel 9). In 1981 werd na 1974 de meeste schade aan landbouwgewassen gemeld. De gemiddelde oppervlakte schade per melding voor suikerbieten bedroeg ca. 750 m², waaronder enkele grote oppervlakten vraat aan jonge plantjes in de voorzomer. Er was een melding van 300 m² aardappelen en in 1982 werd in twee percelen graan gemiddeld 900 m² schade geleden. De oppervlakte gegeten en vertrapte suikerbieten zonder bestrijding bij vraat in de nazomer en herfst was mede afhankelijk van het aantal aanwezige beverratten (Kik 1977). Deze nam rechtevenredig toe met de tijd tot het moment van oogsten. Door zes dieren werd 435 m² suikerbieten weggegeten en door twee dieren 18 m². In Frankrijk noteerde Abbas (1988) een vraatoppervlakte door 10-15 beverratten van in totaal ca. 750 m² maïs. Bij de huidige landbouwprijzen (zie 7.1.3) zou aan oogstderiving van 750 m² suikerbieten fl 455, van 350 m² maïs fl 110, van 300 m² aardappelen fl 270 en van 900 m² graan fl 297 schade worden geleden. Wanneer na een vroegtijdige melding van vraat aan gewassen wordt overgegaan tot bestrijding dan zal de schade beperkt blijven tot mogelijk enkele m².

De tijdbesteding aan een plaatselijke bestrijding is sterk afhankelijk van de bereikbaarheid en afstand tot het bestrijdingscentrum. Wanneer bij de bestrijding gebruik wordt gemaakt van vangkooien, dan zullen zo snel mogelijk zo veel mogelijk van deze kooien ter plaatse opgesteld dienen te worden. Plaatsing van tien kooien zal, samen met de duur van de autoritten en de eerste verkenning, al snel twee uren in beslag nemen. Een volgende controle zal mogelijk een uur aan tijd kosten. Binnen

vijf dagen (een week) kunnen mogelijk voldoende dieren van de kolonie worden opgeruimd om verdere schade te voorkomen. Dit betekent in totaal minimaal zes uren bestrijding. Deze tijdbesteding zal bij gebruik van klemmen overeenkomstig zijn. In Noord-Brabant werden in 1999 629 beverratten gevangen, waarvoor 1120 velduren werden geboekt: een gemiddelde vangst per uur van 0,56 stuks (Provincie Noord-Brabant 2000). Rond 1980 werd in Limburg ongeveer één beverrat per manuur gevangen, maar hierbij was ook afschot tijdens hoogwater (Hendrix 1986). Wanneer per locatie 5–10 beverratten zullen moeten worden gevangen dan zou zes uren tijdbesteding hiervoor bij deze berekening aan de krappe kant zijn. Volgens de opgaven door de Provincie Noord-Brabant (2000) kostte een velduur bestrijding ca. fl. 78, zonder enkele overheadkosten, waaronder het gebruik van gebouwen en administratie. Bij een uurtarief van fl. 80,- is de kostprijs van de hier becijferde plaatselijke bestrijding fl 480.

Dit betekent dat de kosten van schadebestrijding in geval van vraatschade aan een perceel landbouwgewas gemiddeld hoger is dan de geleden schade zonder bestrijding. Alleen in uitzonderlijke gevallen bij vroege schade aan suikerbieten, wanneer sprake is van duizenden m² oogstderving, zal deze vorm van bestrijding lonen.

7.1.5 Discussie en conclusies

Het hier beschreven schadescenario kent het karakter van een maximale schatting, omdat is aangenomen dat de schade aan de betreffende percelen steeds maximaal is en in dezelfde mate optreedt. Dit is echter niet erg waarschijnlijk. Overigens zijn er geen aanwijzingen dat bij oplopende aantallen er eveneens vraat optreedt buiten de aangegeven zones. Tegelijkertijd kent het scenario ook het aspect van een ondergrens, omdat niet alle schade zich zal beperken tot de geduide afstand tot de kerngebieden.

De grootste geregistreerde schade in de loop der jaren in geheel Limburg bedroeg 0,91 ha suikerbieten (in 1981), graan 0,18 ha (1982), maïs 0,14 ha (1984) (tabel 9). Dit betekende een schade van fl. 5.000 aan suikerbieten in 1981, de overige gemelde schade aan maïs en graan was nihil. Dit is slechts 10% van de te verwachten maximale schade in Limburg. In 1973 en 1974 werd bij een hoge dichtheid in Midden-Limburg veel schade aangericht. Een ruwe schatting van het oogstverlies bedroeg hier toen zelfs 20% (van der Luit 1977; Hendrix 1986). Volgens het hierboven opgevoerde scenario zou dit voor geheel Limburg fl. 363.000 schade hebben betekend, maar de verspreiding van de beverratten was toen geconcentreerd langs de Maas van Obicht tot Sambeek en langs de Roer en Swalm (Hendrix 1986).

Zoals de simulaties met het populatiemodel uitwezen zal een geringe bestrijdingsdruk, afgezien van bestrijding tijdens strenge winters, toch reeds een effect hebben op de populatieomvang en de groei van de populatie. Daardoor zal door de schadebestrijding in ons voorbeeld tevens andere schade worden voorkomen. In dit verband is schadebestrijding vroeg in het jaar het meest effectief.

Indien deze vorm van bestrijding wordt uitgebreid met vroegtijdige bestrijding op schadegevoelige plaatsen, dan zal het rendement door preventie aanzienlijk kunnen worden verhoogd. In feite werd een dergelijke bestrijding in Limburg van 1974-1996, inclusief bestrijding tijdens hoogwaterperioden, ook daadwerkelijk uitgevoerd (6.2)

Afgezien van andere risico's en schade aan andere gewassen, zoals graslanden, aardappelen en schorseneren, lijkt bestrijding op grond van schadepreventie aan landbouwgewassen economisch gerechtvaardigd, vooral gezien de taxatie van potentiële schade bij het niet langer bestrijden van de beverratten. Maar hierbij moet in acht worden genomen dat deze maximale schade slechts periodiek op zal treden bij afwezigheid van perioden zonder strenge winters (6.4). Bestrijding op plaatsen met landbouwschade alleen lijkt daarentegen niet erg zinvol in termen van kosten en baten.

Andere mogelijkheden van schadepreventie, zoals o.a. genoemd door Hendrix (1986), waaronder afscherming met gaas, hebben geen ingang gevonden o.a. vanwege de kosten en moeite van het plaatsen. Wel zijn de landbouwers er toe over gegaan om andere teelten toe te passen op voor beverratten goed toegankelijke plaatsen aan de oevers (Johan Maessen mededeling).

In het oorspronkelijk verspreidingsgebied van beverratten (Zuid-Amerika) zijn maar weinig studies gedaan naar de ecologie van deze soort. D'Adamo et al. (2000) bestudeerden het terreingebruik in een landbouwgebied in Argentinië. Beverratten, met een geschatte dichtheid van 10.5 ex. per ha oeverkant, maakten vooral gebruik van de oeverzone van een rivier, irrigatiekanalen en een poel. Alleen de eerste meters van de niet gecultiveerde oeverzone werden door de dieren benut. Schade aan landbouwgewassen, waaronder maïspcelen trad derhalve niet op. Zelfs wanneer er in de directe nabijheid van de oever een ongelimiteerd voedselaanbod van gewassen aanwezig was, bestond het grootste deel van het dieet uit oevervegetatie (Borgnia et al. 2000). Dit patroon zou verklaard kunnen worden door twee mechanismen: 1) intrinsieke voorkeur voor dit type vegetatie door fysiologische beperkingen (Gosling 1981) of 2) antipredatie gedrag.

Ofschoon moet worden opgepast om deze situatie te vergelijken met Europa, constateerden wij tijdens waarnemingen bij de veldbezoeken, dat bij aanwezigheid van voldoende voedsel langs de oeverzone of in geval van een moeras, er eveneens niet tot nauwelijks van schade aan landbouwgewassen sprake was. In Nederland worden in het algemeen de landbouwpercelen echter tot vlak aan de oever doorgetrokken, terwijl de vegetatie in het water en op de oever geregeld wordt verwijderd. Ook in het landelijk gebied van Limburg is dit het geval. Langs de Roer en Niers grenzen bijvoorbeeld percelen grasland, maïs en suikerbieten vaak direct aan het water. Bij aanwezigheid van een brede ruigtestrook van ca 5-10 m uit de oever bestond de indruk dat de achterliggende landbouwpercelen minder dikwijls door de aanwezige beverratten werden bezocht (Kik 1977). Landbouwgronden grenzend aan de Biesbosch worden niet of nauwelijks bezocht, ook al worden er dezelfde gewassen verbouwd als in Limburg. Blijkbaar is hier het aanwezige voedselaanbod in

voldoende mate aanwezig om schade te voorkomen, terwijl dieren uit de populatie door de bestrijdingsdruk nauwelijks of niet de aangrenzende polders intrekken.

Het landgebruik in Duitsland, o.a. langs de Roer waar vaak een niet geëxploiteerde oeverzone aanwezig is, voorkomt in enige mate vraatschade aan landbouwgewassen, wat mogelijk tevens tot een grotere tolerantie aanleiding is (6.3.2). In het kader van ecologische verbindingzones en het streven naar meer natuurlijke oevers (zie 1) worden ook in ons land bredere ruigtestroken langs waterkanten gecreëerd en zullen oevers en waterlopen minder intensief worden beheerd (Nico Vloet mededeling). Door deze maatregelen zullen er in de toekomst minder kwetsbare plaatsen langs oevers zijn waar landbouwschade zal optreden.

7.2 Graverij in oeverkanten

7.2.1 Omvang

Langs stromende wateren, bij aanwezigheid van smalle oeverzones met oeverplanten en in aanwezigheid van steile oevers graven beverratten in de oever, ongeveer op de waterlijn, holen als onderkomens. Deze holen bestaan dikwijls uit een pijp tot ca. 4 m diep met nestkom (Kik 1977; van der Luit 1977; Guillou & Manificier 1998). Bij grote kolonies worden meerdere pijpen vrij dicht bij elkaar gegraven. Beschadiging van oevers door het graven van holen kan leiden tot schade aan de infrastructuur en incidenteel kan letsel worden opgelopen bij betreding en vertrapping van de oever door vee, beheerders en recreanten. Tot nu toe is oeverschade vooral geconstateerd in Limburg, omdat de beverratten tot nu toe elders nauwelijks holen graven.

De opgetreden schade aan oevers is dikwijls niet goed te kwantificeren, omdat niet altijd herstel volgt en latere herstelwerkzaamheden onder het reguliere onderhoud van oevers vallen (Van der Luit 1977; Litjens 1984; Hendrix 1986). In de jaren negentig betrof het klachten en meldingen over schade, terwijl in Limburg slechts enkele herstelwerkzaamheden met aanzienlijke kosten werden uitgevoerd, waaronder herstel van een weg en talud. Het was echter niet altijd duidelijk of deze graverijen alleen door beverratten werden veroorzaakt of mede door muskusratten (Nico Vloet mededeling).

Bij hoge waterstanden kan het talud langs de zijrivieren van de Maas soms verzakken. De vele inzakkingen als gevolg van het graven van beverratten aan oevers van gebieden met een natuurfunctie zoals de Roer en beschreven door Kik (1977) en Litjens (1980; 1984) zijn evenwel niet hersteld.

7.2.2 Discussie en conclusies

In de V.S. werd de schade van 1990-1997, als gevolg van graverij door beverratten aan een 280 mijlen lang netwerk van irrigatiekanalen in Jefferson Parish (Louisiana), geschat op 8.000.000 dollar. Het aantal dieren werd geschat op ca. 10.000 stuks

(Chabreck & Nyman 1995). In Zuidoost-Engeland (Norfolk) was de dreiging van dijkdoorbraak bij graverij één van de argumenten voor bestrijding en uitroeiing van de beverratten (Gosling & Baker 1989). Indertijd werd graverij aan dijklichamen genoemd, maar ernstige gevolgen had dit niet, terwijl ook geen gedetailleerde opgaven over schade bekend zijn gemaakt (Norris 1967). Deze kwestie speelde ook langs de Loire waar dijken de gekanaliseerde rivier in toom moeten houden. De gevonden graverij bleek minder gevaar voor de dijken op te leveren dan eerst werd verondersteld, maar waakzaamheid bleef geboden (Guillou & Manificier 1998).

Veel van de in ons land genoemde gevolgen van graverijen in taluds zijn niet goed als schade te kwantificeren. Bovendien bestaat er een moeilijk te kwantificeren wisselwerking tussen graverij en weersinvloeden, zoals golfslag en dergelijke. Indien geen sprake is van daadwerkelijke herstelwerkzaamheden, zoals aan oevers in natuurgebieden, recreatiegebieden, bij natuurvriendelijke oevers en in hoge mate vrij meanderende rivieren en beken, is in feite sprake van 'ecologische gevolgen van graverij'. In Limburg was verder geen sprake van gevaar voor doorbraak van kwetsbare dijklichamen door graverij van beverratten. Bij de recente uitbreiding van de populaties worden de dieren nu ook gesignaleerd in polders langs Waal en Rijn (Teus de Koning mededeling). De meest kwetsbare dijklichamen en kaden met permanent hoog water langs de voet bevinden zich in Holland en Utrecht, waar nog geen of slechts een enkele beverrat is gesignaleerd. Bij aanwezigheid van beverratten kan hier graverij niet worden uitgesloten, maar deze wateren zullen geen favoriete verblijfplaatsen voor de dieren zijn (4.2). Bovendien zullen de relatief grote hollen (doorsnee minimaal 20 cm), die dikwijls op de waterlijn worden gegraven, eenvoudiger op te sporen zijn dan bijvoorbeeld de hollen van muskusratten. Oevershade door graverij is hier dus mogelijk, waarbij risico van uitspoeling en dijkdoorbraak aanwezig is.

7.3 Effecten op natuurwaarden

7.3.1 Algemeen

In het algemeen bestaat er een verband tussen de heersende dichtheden van beverratten en de hoeveelheid vraat aan water- en oevervegetaties. Bij hoge dichtheden van boven de 20 ex. per ha zou zelfs een totale vernietiging van rietvegetaties kunnen optreden, zoals beschreven door Ehrlich (1969). Doordat de beverratten in Macedonië echter een wisselweidesysteem gebruikten bleef het biotoop intact. De dieren trekken van de ene plek naar de andere, waarbij een locatie pas opnieuw werd bezocht wanneer de vegetatie voldoende was hersteld. Beverratten zijn door het selectieve foerageergedrag daarbij in staat om bepaalde plantensoorten uit te roeien (Stubbe & Krapp 1984; Gosling & Baker 1991). In Engeland konden ze daarbij een zeer groot effect hebben op moeras- en rietvegetaties (Ellis 1963; Gosling et al. 1980; Boorman & Fuller 1981). Het onderzoek naar effecten van vraat op de vegetatie bestond hier echter uit afgeleiden van aanwezige aantallen, hoeveelheid opgenomen voedsel en veranderingen in vegetaties. Er is geen causaal-analytisch onderzoek verricht. Vooral in Louisiana (V.S) worden beverratten geassocieerd met

ernstige verliezen van zowel brakke- als zoetwatermoerassen. Daarbij veroorzaken ze zogenaamde 'eat out' plekken, waar geen vegetatie meer groeit als gevolg van verdere erosie (o.a. Linscombe & Kimler 1997). Het effect werd zelfs in een modelstudie benaderd (Carter et al. 1999). Bij lagere dichtheden werden verlandingsprocessen gestopt door het begrazen van rietvegetaties (Ehrlich 1969; Boorman & Fuller 1981). Hetzelfde werd waargenomen in Münster, waar de beverratten de uitbreiding van lisdoddes inperkten (Klemann 1999).

Een indirect effect van verdwijning van o.a. riet- en moerasvegetaties is een verandering in de soortensamenstelling van andere organismen. Als algemeen voorbeeld beschreven Cornelissen & Vulink (1996) veranderingen in de avifauna in de Oostvaardersplassen bij een toenemende druk op rietvegetaties. De broedgelegenheid voor watervogels en rietbewoners als blauwborst, rietzanger, kleine karekiet en rietgors nemen af. Aan de andere kant profiteren lepelaar en blauwe reiger als zichtjagers van een afnemende rietbedekking. Reigerachtigen die vanuit de dekking jagen, zoals de roerdomp worden benadeeld. Ook broedende watervogels zoals de dodaars krijgen minder broedgelegenheid in open rietvegetaties. In diverse gebieden verdween de woelrat uit het onderzoeksgebied met toenemende dichtheid van beverratten en toenemende vraat aan oevervegetatie (Ehrlich 1969). De muskusrat verminderde in aantal in de door beverratten bezette moerassen in de V.S. In Münster werden geen muskusratten aangetroffen bij aanwezigheid van beverratten (Linscombe & Kimler 1997; Klemann 1999).

In het zuiden van de V.S. werden beverhutten door beverratten bezet (King et al. 1998). Dezelfde berichten komen uit Oostenrijk en Duitsland (Sachsen), waar beverratten eveneens beverhutten kraken, waardoor deze belangrijke inheemse soort mogelijk zijn gebied verlaat (Anonymus 1995b; N. Klemann mededeling).

7.3.2 In Nederland

In Limburg waar de dieren zich nu al ruim zestig jaar ophouden zijn geen bijzondere waarnemingen over ecologische gevolgen bekend. Alleen Akkermans (1989) meldt het verdwijnen van drie paar woudaapjes uit een Limburgs natuureservaat door het wegeten van lisdoddes. Tijdens een bezoek aan de Moeselpel, waar nog geen bestrijding van beverratten had plaatsgevonden, werd, met uitzondering van een kleine brandhaardvernietiging in het riet, geen effect van de aanwezigheid van de dieren waargenomen. In Budel gaven de beverratten de voorkeur aan het eten van wortels en de onderste stengeldelen van galigaan (een exoot) boven riet.

Tijdens het onderzoek met behulp van gezenderde beverratten in de Biesbosch is waargenomen, dat de kleine velden met kleine lisdodde behoorlijk door de beverratten werden aangetast. Vroegtijdige vangst voorkwam mogelijk het verdwijnen van deze plaatselijke vegetatie.

Op de Plaat van Scheelhoek op Goeree-Overflakkee aten de beverratten bij voorkeur kleine 'eat out' plekken rond locaties van scherpe zegge te midden van uitgebreide rietvegetaties.

De relatief lage dichtheden (tabel 7), de bestrijdingsdruk, de beperkte verspreiding en de periodiciteit van de aantallen zijn vermoedelijk mede de oorzaak van de geringe effecten van de aanwezige beverratten, zoals die tot nu toe konden worden vastgesteld.

7.4 Ziekten en parasieten

Bij het onderzoek van 336 dieren uit Limburg, de Biesbosch en Goeree-Overflakkee bleken 16 dieren besmet te zijn met leverbot (*Fasciola hepatica*). Het betrof alleen dieren uit de Biesboschpopulatie (8,7%). Bij een onderzoek aan 207 beverratten uit Midden-Limburg in 1974 werden de levers en met name de galgangen eveneens onderzocht op de aanwezigheid van leverbot (Maaskamp 1976). Bij vijf dieren (2,4%) werd toen besmetting geconstateerd. Langs de Loire in Frankrijk werd geen besmetting van leverbot bij 24 onderzochte beverratten gevonden (Guillou & Manificier 1998), maar in Mayenne bleken rond 1980 vele beverratten met leverbot besmet te zijn. Hier werd een verband verondersteld met de komst van de beverrat en het optreden van leverbot bij koeien (Delécole 1981). In sommige delen van het voormalige verspreidingsgebied in Zuidoost-Engeland kon de besmettingsgraad met leverbot oplopen tot 50% (Gosling & Baker 1991).

Bij een dier uit de Biesbosch werd naast leverbot ook een oranje tumor aan de huid van de linkerachterpoot vastgesteld (papillomatose). Tumoren komen bij beverratten uiterst zelden voor (Körner 1987: minder dan 1% van 883 onderzochte dieren).

Bij drie Limburgse beverratten werd een kraakbeenwoekering aan de penis waargenomen, zonder dat deze de urinebuis blokkeerde. Deze aandoening werd eveneens gevonden bij mannetjes in pelsdierkwekerijen (Körner 1987). Verder werden bij een Limburgs beverrat galstenen aangetroffen.

Daarnaast werd geen besmetting met de vossenlintworm (*Echinococcus multilocularis*) aangetroffen. Deze parasiet waarvan de vos de gastheer is en waarvan ook de mens als 'oneigenlijke' tussengastheer het slachtoffer kan worden, werd ooit in een dier uit een pelskwekerij in de voormalige DDR aangetroffen (Worbes et al. 1989). Bij een recent onderzoek onder Nederlandse vossen werd de parasiet slechts bij een enkele vos aangetroffen (Van der Giessen et al. 1998).

Storingen in de spijsvertering werden niet aangetroffen. Besmetting met ectoparasieten zoals teken werd niet geconstateerd. Wel werd bij het zenderen van 14 beverratten uit de Biesbosch bij één dier een teek op het oor aangetroffen. In Engeland was 63% drager van de soortspecifieke luis *Pitrusfuenia coyus* (Gosling & Baker 1991). In Nederland werd deze luizensoort niet aangetroffen.

Virusinfecties bij vrij levende beverratten werden tot op heden niet beschreven. Bacteriële infecties van pseudotuberculose, salmonella en leptospiren werden dikwijls aangetoond (o.a. Gosling & Baker 1991; Guillou & Manificier 1998) maar lijken geen belangrijk reservoir voor besmetting naar de mens. Andere op de mens

overdraagbare aandoeningen, zoals Trichinose en Toxoplasmose, komen niet tot nauwelijks voor in vrij levende populaties (Stubbe & Krapp 1984). Voor de meeste aandoeningen kan transmissie alleen plaatsvinden bij consumptie van beverrattenvlees dan wel bij direct contact tussen beverratten en mensen, hetgeen in Nederland nauwelijks aan de orde is.

Als drager van ziektekiemen en parasieten zouden beverratten als vector kunnen fungeren en inheemse soorten besmetten dan wel een bedreiging voor de veehouderij en mens vormen (Stubbe & Krapp 1984; Gosling & Baker 1991). Volgens de secties bleken echter weinig beverratten drager van ziekten en parasieten. Mogelijkerwijs neemt de besmettingsgraad van dieren bij hogere dichtheden toe. In het algemeen geldt, dat voor soorten waarbij de reproductie niet geremd wordt door een hoge dichtheid (r-soorten) ziektes en parasieten belangrijke beperkende factoren kunnen zijn. Uit het onderzoek kan echter worden geconcludeerd dat de Nederlandse beverratten in een goede conditie verkeren met weinig ziekten en parasieten. Dit komt overeen met een soortgelijk onderzoek uit 1974-1975 en een recent uitgevoerd onderzoek onder Limburgse beverratten (Maaskamp 1976; F. Borgstede ID-DLO, mededeling). Ook eerder onderzoek in Engeland leek te wijzen op lage besmettingspercentages met parasieten. Beverratten vormen derhalve hier geen reëel gevaar voor de volksgezondheid en veehouderij (Körner 1987; Gosling & Baker 1991).

7.5 Discussie en conclusies

Op grond van de verzamelde gegevens kan worden geconcludeerd dat de beverrat in ons land tot nu toe nog geringe nadelige effecten op zijn omgeving heeft gehad, met uitzondering van plaatselijke vraatschade aan landbouwgewassen en graverij in oeverkanten. Ofschoon een aantal taluds van oeverkanten zijn hersteld, waarbij ook graverij van beverratten aan de orde was, zijn dreigende situaties in dijklichamen niet opgetreden. Bij uitbreiding van de populaties naar lager gelegen Nederland kan echter dit soort situaties niet worden uitgesloten. Ofschoon beverratten dikwijls plantensoorten selecteren die te midden van uitgestrekte eenheden van enkele soorten minder talrijk zijn, heeft dit niet geleid tot een duidelijk aanwijsbare invloed op 'natuurlijke' vegetaties. Dit laatste geldt eveneens voor inheemse faunasoorten. Vanwege de geringe reproductie van de beverpopulatie in de Biesbosch (Niewold & Lammertsma 2000) en de mogelijkheid dat beverratten daarbij een negatieve rol spelen, wordt hiernaar momenteel een verkennend onderzoek uitgevoerd. De beverratten in ons land spelen voor zover dat is onderzocht, geen actieve rol van betekenis bij overdracht en verbreiding van ziekten en parasieten naar mensen en dieren.

In een aantal landen zijn beverratten ingevoerd vanwege de betekenis als pelsdier en vleesproducent. In ons land zijn geen professionele kwekerijen meer aanwezig en er bestaat geen markt voor de pels en het vlees.

Vergeleken met situaties in andere landen mag worden verondersteld, dat de relatief lage dichtheden, de periodiciteit van de aantallen en het beperkte verspreidingsgebied bij de geringe effecten van grote betekenis zijn geweest. Jacht, intolerantie en bestrijding hebben hierop weer een belangrijke invloed uitgeoefend. Ten aanzien van het optreden van vraatschade aan bepaalde landbouwgewassen kon volgens twee scenario's worden aangetoond, dat bestrijding ten behoeve van schadepreventie economisch gerechtvaardigd is. Alleen bestrijding bij het optreden van vraatschade aan landbouwgewassen leek niet erg zinvol in relatie tot kosten en baten.

8 Voorstellen voor structurele bestrijding

In de meeste Europese landen wordt de uitheemse beverrat als een plaagdier beschouwd, die op de één of andere manier is of wordt bestreden. De gegevens uit de voorgaande hoofdstukken bevestigen dat de soort ook in ons land schade kan toebrengen aan zowel inheemse vegetaties en fauna als aan gewassen, oeverkanten en dijklichamen. Dat dit nog slechts in geringe mate is gebeurd is in belangrijke mate te danken aan de tot nu uitgevoerde bestrijding. Mede omdat er op dit moment onvoldoende inzicht en kennis is omtrent de aantalontwikkelingen in relatie tot de omvang en het acceptatieniveau van overlast, schaden en dreiging van overstromingen zonder bestrijding, worden in dit hoofdstuk enkele bestrijdingsstrategieën voorgesteld.

8.1 De praktijk van de bestrijding

8.1.1 Bestrijdingsmethoden

In bijna alle landen binnen Europa waar de beverrat voorkomt wordt wel één of andere vorm van bestrijding toegepast, die er op gericht is om schade tegen te gaan (Reggiani et al. 1993). In Zuid-Amerika, Azië, Afrika, de V.S., Canada, Rusland en in enkele landen van de voormalige Sovjet Unie worden de dieren geëxploiteerd vanwege hun vlees en pels. Dit geldt ook wel, maar in mindere mate, voor landen in Europa. Deze exploitatie wordt voornamelijk uitgevoerd met klemmen en vallen. Daarnaast wordt bijna overal in Europa periodiek of geregeld afschot gepleegd door jagers en terreineigenaren. De intensiteit waarmee dit gebeurt is in de meeste landen echter onvoldoende voor een regulerende werking op de aantallen.

In een aantal landen houden zich verder regionale overheidsdiensten bezig met bestrijding van plaagdieren, waaronder beverratten. Periodiek wordt daarbij o.a. met klemmen en vergift getracht om de dieren aan te pakken. In Frankrijk wordt daarbij het rodenticide vergift Bromadiolon gebruikt: een anticoagulant (Doncaster & Micol 1988). In Duitsland worden wel klemmen gebruikt en in België worden beverratten o.a. langs de Grensmaas als bijvangst op permanent uitgelegde drijvende vlotjes met lokaasklemmen voor muskusratten meegevangen (Vanacker & van Looy 2000).

In Engeland werd tijdens de bestrijdingscampagne van 1981-1988, waarbij het lukte de dieren geheel uit te roeien, vanwege ontoelaatbaar geachte risico's voor andere dieren, uitsluitend gebruik gemaakt van levend vangende vangkooien. Deze werden zowel op wissels langs oevers, als op drijvende vlotten met een meer permanent karakter geplaatst (Baker & Clarke 1988).

In de V.S. wordt vanwege de exploitatie gebruik gemaakt van zogenaamde leghold traps en vangkooien. Bij werkelijke bestrijding wordt het vergift zinkfosfide,

eventueel met een toegevoegd braakmiddel (knaagdieren braken niet), als mogelijkheid genoemd (Chabreck & Nyman 1995).

In ons land worden door jachtgerechtigden plaatselijke wel beverratten geschoten en incidenteel worden door terreineigenaren vangkooien geplaatst. De muskusrattenbestrijders maken gebruik van klemmen (vooral type conibear 220), die voor holen of op wissels worden geplaatst. Vooral bij hoogwater in het rivierengebied worden beverratten samen met muskusratten geschoten. In 2000 zijn door de muskusrattenbestrijding, die nu meer structureel voor de bestrijding is ingeschakeld, experimenten gestart met de bestrijding door middel van vangkooien, naar Engels voorbeeld. Vooral vanwege het voorkomen van bevers wordt steeds vaker op het gebruik van deze vangkooien overgeschakeld.

8.1.2 Bestrijdingsstrategieën

In principe zijn bij de bestrijding van beverratten drie strategieën te onderscheiden:

- Aantallen houden op 'aanvaardbaar' niveau.
- Plaatselijk en periodiek bestrijden in geval van schade en overlast.
- Totale uitroeiing.

In Europa is de meest gehanteerde strategie om bij overlast of optredende schade de aantallen plaatselijk of regionaal te beperken. Dit gebeurt dikwijls periodiek, maar ook wel meer permanent. Bestrijding gebeurt zowel lokaal op de schadegevoelige plaatsen als meer preventief in de winterperiode. In ons land was tot 2000 de bestrijding gericht op schadebeperking en schadepreventie, en deze werd uitgevoerd door muskusrattenbestrijders in opdracht van provincies of waterschappen. Daarnaast was een enkele grondeigenaar of jachtgerechtigde wel eens actief bij afschot of vangst (6.3.1). In de V.S. worden wel professionele 'trappers' ingeschakeld, die voor de pelsprijs de dieren jaarlijks bemachtigen. De populatie blijft dan op een bepaald niveau om jaarlijks te kunnen oogsten. De strategie is echter sterk afhankelijk van de prijs van de pelzen (Chabreck & Nyman 1995). Ook in Europa heeft dit laatste in een aantal landen mede effect op de intensiteit van de bestrijding. Tot nu toe is alleen in Engeland daadwerkelijk een succesvolle en goed gedocumenteerde campagne met als doel uitroeiing van de soort ondernomen (Gosling & Baker 1989). Ook in Italië is voorgesteld om op min of meer geïsoleerde plaatsen de beverratten geheel uit te roeien (Reggiani et al. 1993).

8.1.3 Discussie en conclusies

In Engeland was de toepassing van levend vangende vangkooien, zowel geplaatst op wissels als op drijvende vlotten, van doorslaggevend betekenis bij de bestrijding (3.3.5). De voorlopige gegevens laten zien dat deze vangmethode ook in ons land goede perspectieven biedt, met aanvaardbare risico's voor mensen en voor bijvangsten van kwetsbare diersoorten en huisdieren. De effectiviteit ervan lijkt niet onder te doen voor het gebruik van klemmen, terwijl een betere vangkans voor jonge

dieren wordt geboden (tabel 3). Een opduikend probleem is wellicht de gebleken kwetsbaarheid van de goed waarneembare kooien voor diefstal en vernieling (mededelingen bestrijders). Nadere oriëntatie is noodzakelijk, terwijl bij toepassing van dit vangmiddel nog een aantal bijkomende regels moeten worden opgesteld. Zo moet er elke ochtend, liefst zo vroeg mogelijk, een controle plaatsvinden. Andere diersoorten moeten onverwijd worden vrijgelaten. Doding van de beverrat zal op een nader beschreven, verantwoorde manier moeten gebeuren.

In bijzondere situaties, waarbij de kans op bijvangsten gering is en het gebruik van vangkooien praktisch moeilijk realiseerbaar is, zou van klemmen gebruik kunnen worden gemaakt. Tevens kan afschot plaatsvinden. Het is daarbij niet aan te bevelen om deze laatste bestrijdingsmethode geheel vrij te geven aan grondeigenaren en jachtgerechtigden, o.a. vanwege een professioneel vereiste aanpak en risico's voor afschot van kwetsbare soorten (zie Niewold & Kuiters 1998). Het gebruik van rodenticiden lijkt niet erg selectief te kunnen worden toegepast en lijkt alleen functioneel en kostenbesparend bij zeer hoge dichtheden, waarvan in ons land geen sprake is. Op dit moment is gebruik van vergift in ons land niet mogelijk, omdat er geen middel is toegelaten voor de bestrijding van beverratten.

Er is tot nu toe weinig gedaan aan preventieve maatregelen ter voorkoming van schade zonder directe bestrijding. Onlangs werden in Italië goede resultaten bereikt met een elektrisch raster langs schadegevoelige gewassen (Veronese 1997). In Argentinië werd vraatschade aan gewassen vooral voorkomen door aanwezigheid van voldoende natuurlijke vegetatie in de oeverzone van watergangen (D'Adamo et al. 2000). Dit laatste werd in enige mate ook in ons land geconstateerd (7.1.5). Volgens Hendrix (1986) zouden de landbouwers in Midden-Limburg minder schadegevoelige gewassen langs de waterkanten verbouwen. Een belangrijke voedselbron in de winter zijn de overblijvende restanten van landbouwgewassen. Volgens onze waarnemingen oefenden vooral deze restanten, dikwijls bewust als voeding voor wild achtergelaten, ook in de vorm van wildakkers, nog steeds een aantrekkingskracht uit op de beverratten.

Er bestond tot 1999 landelijk gezien geen structureel aanpak met betrekking tot de bestrijding van de beverrat in ons land. Dikwijls ontbraken geëigende vangmiddelen. Ook waren daarbij wel plaatselijke jagers of jachtopzichters actief (6.3.1). Geconcludeerd kan worden dat door de geleverde inspanningen weliswaar het optreden van aanzienlijke schade werd voorkomen, maar dat deze, bij uitblijven van strenge winters, niet voldoende waren om de groei en uitbreiding van de populaties in te dammen (6.4). Overigens moet hierbij worden opgemerkt dat ook in andere Europese landen, waaronder België en Duitsland, geen structurele landelijk aanpak met betrekking tot de bestrijding van beverratten bestaat. Hier duiken periodiek berichten op over de noodzaak voor een intensievere bestrijding (Reggiani 1993; Anonymus 1995a en b; Vanacker & van Looy 2000).

8.2 Mogelijkheden voor structurele bestrijding in Nederland

8.2.1 Een algemeen kader

In ons land hebben we te maken met een groeiende besef van de schaarste van natuur en natuurlijke elementen. Daardoor ontstaat er o.a. een toenemende tolerantie voor diersoorten die in het verleden werden beschouwd als plaag en soms zelfs werden uitgeroeid. Dit resulteert eveneens in herintroductie of plannen daartoe van bijvoorbeeld de raaf, de grauwe gans, de bever, de otter, de zeearend, de wisent en de lynx. Ook de nieuwe Flora- en Faunawet speelt daarop in, waarbij ingrepen vooral aan het optreden van schade worden gekoppeld. In het kader van natuurontwikkeling wordt veel aandacht besteed aan een meer natuurlijke inrichting van oeverzones, natuurvriendelijke oevers, minder intensief water- en oeverbeheer en bredere stroken tussen oever en gewas (o.a. Niewold & Lammertsma 2000). Er ontstaan tevens meer moerasgebieden binnen het kader van waterbeheer en natuurontwikkeling. Deze ontwikkelingen betekenen voor de beverrat aan de ene kant een steeds gunstiger wordend leefklimaat, zoals wordt bevestigd door de recente handhaving van de populatie in de Biesbosch en de Moeselsepeel. Aan de andere kant zullen meer soorten van de geschetste ontwikkeling profiteren, waaronder vossen, bunzingen, steenmarters en Amerikaanse nertsen, die als potentiële predatoren van de beverrat te boek staan.

Door de voortdurende ontsnappingsen en vrijlatingen van beverratten uit kwekerijen, particuliere collecties en kleine dierenparken, duiken, sinds zijn komst in 1930, geregeld in ons land beverratten op. Dit is de belangrijkste oorzaak van de steeds weer optredende populaties in ons land. De kernpopulatie in Midden-Limburg langs de Roer vormt daarop een uitzondering. Deze populatie wordt o.a. gevoed door het Duitse achterland langs de Roer. De mogelijkheid om het houden van deze beverratten aan banden te leggen of te verbinden aan een strikt vergunningenbeleid is inmiddels in de nieuwe Flora- en Faunawet opgenomen.

Als gevolg van de bestrijding van de beverrat in het verleden, die gericht was op beperking en voorkoming van schaden, is het schadebeeld aanzienlijk beperkt gebleven. Uitsluitend bestrijding ter plaatse bij het optreden van schade is daarbij echter geen zinvolle bezigheid in termen van kosten en baten gebleken. Door een combinatie van bestrijding, jacht, intolerantie bij de bevolking en het optreden van strenge winters is het huidige verspreidingsgebied beperkt gebleven tot enkele kernpopulaties in het zuiden van het land. Periodieke uitbreidingen van de populaties kon door de geleverde bestrijdingsinspanningen niet worden voorkomen.

Bestrijding in de één of andere uitvoering lijkt nog altijd de meest voor de hand liggende vorm van schadepreventie. Daarbij zal in toenemende mate rekening moeten worden gehouden met de maatschappelijke acceptatie. Een van de belangrijkste aspecten daarbij is de selectiviteit van de toegepaste middelen voor de doelsoorten. Bij de tot nu toe veel gebruikte klemmen zijn bijvangsten van gewaardeerde soorten als otter, bever, das en predatoren als bunzing, vos en Amerikaanse nerts niet uit te sluiten. Ook bij afschot kan verwarring met andere

soorten, zoals otter en bever optreden (Niewold & Kuiters 1998). In principe zal dan ook bij de georganiseerde bestrijding in belangrijke mate gebruik moeten worden gemaakt van de eveneens effectief gebleken levend vangende vangkooien. Verschillende bestrijdingsstrategieën zijn in ons land daarbij te overwegen en deze zullen in het volgende hoofdstuk nader worden besproken, in termen van organisatie, inspanning, te verwachten resultaat en kosten.

8.2.2 Particuliere bestrijding

Bij deze bestrijdingsstrategie dienen grondeigenaren, publiekrechtelijke organisaties en jachtgerechtigden zelf voor de bestrijding of verjaging ter voorkoming en beperking van de schade zorg te dragen. Zij zullen daarbij tevens zelf de kosten moeten dragen, die kunnen bestaan uit de aanschaf, plaatsing en controle van de vangkooien. Eventueel kan lokaal vergunning worden verleend tot afschot. De bestrijding kan verder worden geprivatiseerd door vergunningverlening aan particulieren (professioneel diploma?) of bestrijders in dienst van de muskusrattenbestrijding, die op verzoek tegen betaling kunnen worden ingeschakeld.

Andere opties om schaden te beperken, zoals verjaging, bescherming met gaas of met eenvoudig plaatsbare elektrische afrasteringen, vorming van brede taluds langs waterwegen, de teelt van kwetsbare gewassen op ruime afstand van water en minder beheer van watergangen ter verbetering van de voedselsituatie aan het water, zou bij deze bestrijdingsstrategie mogelijk meer in de belangstelling komen te staan.

Een ander voordeel van deze privatisering van inspanning en kosten, is een mogelijk versterkt streven naar een gunstige verhouding tussen de inspanningskosten en de beperking van de schade.

Een nadeel is dat er officieel geen registraties meer over schade en aantallen beverratten bekend zullen worden. Daardoor zijn de ontwikkelingen niet meer goed te volgen. Er zal mogelijk blijvend gekrakeel zijn rond de verantwoording en aansprakelijkheid voor de schade van grondeigenaren over beheer van beverratten op aangrenzende terreinen. Het is verder de verwachting, dat er weinig preventieve bestrijding zal plaats vinden. Daardoor zullen de uitgevoerde bestrijdingen slechts in geringe mate bijdragen aan enige beperkende invloed op de populaties.

8.2.3 De beverrat uit ons land

Overwegingen

Het zou te overwegen zijn om de beverrat uit ons land te verdrijven, zoals dat gebeurde in Engeland. Problemen van schaden, andere negatieve aspecten en verdere verspreiding zijn dan niet meer aan de orde. Een ander voordeel is dat daarna geen bestrijdingsinspanning meer hoeft te worden geleverd. Dit laatste was het geval in Engeland, waar alleen strenge controles bij invoer van exotische dieren voldoende bleek.

Er stromen echter een aantal waterwegen, zoals beken en rivieren, ons land binnen, die geregeld door beverratten worden benut om stroomafwaarts nieuwe gebieden te koloniseren. In feite gaat het daarbij momenteel om een klein aantal rivieren en beken in Limburg en Noord-Brabant, die vanuit de leefgebieden in het aangrenzende Duitsland en België, beverratten kunnen aanvoeren. Het is verder niet zeker hoe zich hier de situatie in de toekomst zal ontwikkelen. In elk geval lijkt duidelijk dat vanuit het Duitse achterland langs de Roer de beverrattenpopulaties stroomafwaarts voortdurend worden gevoed met nieuwe dieren.

Een bezwarend aspect van deze strategie is, dat zal moeten worden voorkomen dat de soort binnen ons land weer opduikt of in het grensgebied weer een populatie vormt. Bij terugdringing van de soort tot aan onze grenzen zal dus binnen een beperkte gebied in Limburg voldoende bestrijding nodig blijven om de stroom van immigranten op te vangen. Daarnaast dient het probleem van de voortdurende ontsnappingen en vrijlatingen van beverratten uit dierenparken, kinderboerderijen en particuliere collecties te worden opgelost.

Er zal tevens een vrij grote draagkracht onder de bevolking nodig zijn, vooral in verband met de tolerantie ten opzichte van de vangmiddelen, die in grote getale, dikwijls goed waarneembaar, in het veld aanwezig zullen zijn.

Uitvoering en aantal benodigde bestrijders

Een uitroeiingscampagne zal naar Engels voorbeeld gepaard moeten gaan met een forse inspanning, zodanig dat op korte termijn, bijvoorbeeld na 5-10 jaar, uitzicht is op succes. Dit kan alleen worden gerealiseerd met een professionele organisatie van bestrijders. Het succes zal vooral afhangen van een goede bestrijdingstactiek en een goede motivatie van de bestrijders.

In Engeland (Norfolk) waren 12 bestrijders in staat om de populatie na de strenge winter van 1962-1963 beperkt te houden tot een moeras- en rietgebied van ca. 600 km², maar niet uit te roeien. Vijf bestrijders konden echter niet voorkomen dat de populatie daarna weer in snel tempo toenam. Geschat werd dat de populatie toen uit minder dan 500 adulte ♀♀ bestond of uit mogelijk ca. 600 adulten (Norris 1967; Baker & Clarke 1988; Gosling & Baker 1989).

In ons land werden in 1999 aan beverratbestrijding minimaal een equivalent van drie tot vier bestrijders aan uren besteed (Jaarverslagen Provinciale Muskusrattenbestrijding 1999). In totaal werden 3200 stuks gevangen. Stel dat daarbij de gehele reproductie van een jaar is gevangen en elk vrouwtje jaarlijks 10 jongen groot brengt, inclusief andere sterfte (5.1). De adulte populatie zou dan ongeveer overeenkomen met de omvang van de Engelse populatie rond 1965-1970. De indruk bestaat echter dat het aantal vangsten in 1999 nog onvoldoende was om de groei van de populatie tegen te gaan. Aan de andere kant is het klimaat in Engeland milder, maar is het huidige leefgebied van de beverratten in ons land langgerekt en veel uitgestrekter. Op grond van deze gegevens wordt geschat, dat bij een mogelijk effectieve uitroeiingscampagne 8-10 bestrijders actief zullen moeten zijn.

Op basis van eigen waarnemingen en informatie van de plaatselijke bestrijders is eveneens een indruk te krijgen van de benodigde inzet bij uitroeiing van de populaties. Voor het hele gebied van de Biesbosch is daarbij de inzet van 2–3 mankrachten vereist. Voor de andere, verspreid gelegen gebieden in Zuid-Holland, Noord-Brabant en Gelderland worden nog eens twee bestrijders noodzakelijk geacht en voor de provincie Limburg drie. In totaal zouden bij deze inschatting minimaal acht bestrijders zijn vereist.

Ofschoon bij strenge winters de populaties gedecimeerd kunnen worden, is juist bij het schaars worden van de aantallen extra inspanning vereist om de laatste dieren op te sporen en te bemachtigen (Gosling & Baker 1989). Bij de berekening van het kostenplaatje wordt voorlopig rekening gehouden met 8-9 bestrijders, die gedurende de gehele looptijd van 5-10 jaren moeten worden ingezet.

Organisatie

De praktische begeleiding zal kunnen worden verzorgd door een ploegleider, terwijl daarnaast de coördinatie en verantwoording zal moeten berusten bij een stafmedewerker met secretariaat. De ploegleider en stafmedewerker zorgen daarbij voor organisatie, materieel en bestrijdingstactiek, zodat de bestrijders optimaal kunnen functioneren. Om de bestrijding langs het hele traject te kunnen aansturen is naar Engels voorbeeld voortdurend begeleidingsonderzoek noodzakelijk, waaronder een uitvoerige registratie van de vangsten en vangactiviteiten. Veldonderzoek, ontwikkeling en toepassing van een populatiedynamisch model en autopsies van dode dieren zijn andere noodzakelijk geachte ondersteunende onderzoeken.

Het lijkt wenselijk om stafbureau en onderzoek bij een bestaand kenniscentrum van plagen of een andere onderzoeksinstelling onder te brengen. Dit heeft tot voordeel dat naast een flexibele inhuur van mankracht en een onafhankelijk status, tevens verblijfsruimte en faciliteiten als expertise, bibliotheek en automatisering ter beschikking staan. Om de bestrijders, die na de bestrijdingsperiode overbodig zijn, blijvend te motiveren zal naar Engels voorbeeld een beloningsstelsel moeten worden ingebouwd bij een succesvolle afloop. Eventueel zal ook sprake moeten zijn van een jobgarantie. Dit laatste kan mogelijk worden gegarandeerd indien de bestrijders zouden worden ondergebracht bij de muskusrattenbestrijdersorganisaties. De provinciale gebondenheid is daarbij mogelijk een nadeel.

Vervolgbestrijding

Na een succesvolle campagne zal langs de landsgrenzen, waar beverratten in aangrenzende gebieden leven, nog een actieve bestrijding noodzakelijk blijven. Gezien de huidige situatie langs deze grenzen is de gemiddelde inzet van minstens één bestrijder daarbij noodzakelijk. Deze activiteiten kunnen eventueel worden uitbesteed aan de bestaande muskusrattenbestrijding. Het is daarbij geboden om de vinger aan de pols te houden en om eventueel bij te kunnen sturen. Het stafbureau zal dan ook blijvend moeten functioneren, zij het in afgeslankte vorm.

Kosten

De geraamde jaarlijkse bestrijdingskosten zullen voor de duur van de campagne ca. één miljoen gulden bedragen, uitgaande van fl 100.000 per bestrijder en ploegleider (zie 7.1). Voor het functioneren van het stafbureau is jaarlijks een bedrag van minstens fl 200.000 vereist. Daarnaast zal nog een aanzienlijke jaarlijkse post van bijvoorbeeld ca. fl 100.000 voor begeleidend onderzoek moeten worden uitgetrokken. Aansluitend zullen de kosten sterk dalen. Voor de vervolgbestrijding is mogelijk een gemiddelde jaarlijkse begroting van ca. fl 125.000 per jaar voldoende.

8.2.4 Bestrijding gericht op beperking van schade

Voor deze optie zijn verschillende strategieën en combinaties daarvan mogelijk, die in oplopende mate van inspanning worden gepresenteerd. Er dient rekening te worden gehouden met de mogelijkheid dat zich strenge en lange winters voordoen, waarin de beverrattenpopulaties in ons land plaatselijk geheel of bijna geheel te gronde gaan. Het is daarbij mogelijk dat met behulp van enige geconcentreerde bestrijdingsinspanning tijdens en direct na zo'n winter, de beverratten zich niet meer kunnen herstellen. Er kan dan worden overgeschakeld op de vervolgbestrijding zoals genoemd onder 8.2.3, mits daarbij tevens de mogelijkheden van vrijlatingen of ontsnappingen uit gevangenschap zijn geminimaliseerd.

A Preventieve bestrijding in combinatie met bestrijding na klachten over economische schade.

Overweging

De ervaringen van deze in de afgelopen jaren vooral in Limburg toegepaste bestrijdingsstrategie hebben geleerd, dat hiermee weliswaar het optreden van schade niet kan worden voorkomen, doch wel in belangrijke mate kan worden beperkt tot dikwijls aanvaardbare proporties. Van deze bestrijding is slechts een gering effect op het populatieniveau te verwachten. De populaties zullen zich naar verwachting periodiek kunnen uitbreiden en weer inkrimpen onder invloed van de winterse omstandigheden. Plaatselijk en tijdelijk kunnen in optimale leefgebieden hogere dichtheden worden bereikt. Ook zal de verspreiding in ons land kunnen toenemen. De bestrijdingsintensiteit zal dan vermoedelijk moeten worden opgevoerd. Een probleem bij uitvoering van deze bestrijdingsvorm is de periodiek verschillende mate van inspanning die moet worden geleverd. Daarbij zal de meeste aandacht uitgaan naar preventieve bestrijding in een vroegtijdig stadium in de nabijheid van schadegevoelige objecten. Bestrijding alleen in de nazomer en herfst bij optredende vraat aan landbouwgewassen is niet efficiënt. Omdat herkenbaar opgetreden wordt nabij de schadegevoelige objecten worden tevens onrustgevoelens weggenomen. Dit zal weinig impulsen met zich meebrengen voor alternatieve ontwikkelingen om schaden tegen te gaan of te voorkomen.

Organisatie en uitvoering

Vanwege de periodiciteit in het optreden van de aantallen beverratten en dus ook van schaden is een flexibele bestrijdingsorganisatie vereist. Daarom zal deze bestrijding

kunnen worden uitgevoerd door professionele bestrijders in dienst van de muskusrattenbestrijding. Zij kunnen daarbij eventueel worden ondersteund door grondeigenaren of jachtgerechtigden, waarvoor in beperkte mate vergunningen kunnen worden verstrekt. Mogelijk gaat het daarbij om 1-2 mankrachten per jaar. De aangewezen bestrijders vallen organisatorisch onder de provinciale Muskusrattenbestrijdingsdiensten en maken daarvan ook deel uit. Zij zullen moeten worden aangestuurd, begeleid (vakkennis), van materialen voorzien en gecontroleerd door één of twee aangewezen coördinatoren, eveneens in dienst bij de muskusrattenbestrijding. Van de werkzaamheden, zoals inspanningsduur, vangsten, schaden, etc. zal uitvoerig via formulieren moeten worden gerapporteerd. De rapporten worden verwerkt op een landelijk stafbureau, met stafmedewerker en secretariaat. De stafmedewerker is verantwoordelijk voor de gehele organisatie, bestrijdingswijze, uitvoering en rapportage. Hij signaleert ontwikkelingen waarop gereageerd zou moeten worden, houdt de ontwikkeling van de populatie bij, stelt onderzoek voor en coördineert dat (zie 8.2.3).

Kosten

De jaarlijkse kosten zijn flexibel en hangen samen met het aantal beverratten en de omvang van de schadegevoelige objecten en schademeldingen. Deze moeten met de muskusrattenbestrijding en de organisatie van het stafbureau worden verrekend. Gelet op het bestaande klachtenniveau zou de jaarlijkse begroting kunnen bestaan uit: stafbureau fl 50.000, inhuren muskusrattenbestrijders fl 150.000 en begeleidend onderzoek fl p.m. Het is de verwachting dat bij zich uitbreidende populaties, meer mankracht zal zijn vereist.

B Bestrijding bij klachten en aanvullende bestrijding in kerngebieden

Overweging

Naast de uitvoering en organisatie zoals beschreven onder A wordt de bestrijding in voorkomende gevallen uitgebreid met campagnes in kerngebieden. Deze laatste acties hebben ten doel om schade in de nabijheid van deze gebieden te voorkomen en uitbreiding van de populatie tegen te gaan. Daarbij zal juist direct na strenge winters intensief moeten worden bestreden. In principe komt deze strategie overeen met de bestrijding zoals die de laatste jaren in Zuid-Holland en de Biesbosch werd uitgevoerd (Fey 1993; 6.3.1).

Over de intensiteit van de uitvoering in relatie tot de effectiviteit van een dergelijke bestrijding is nog weinig bekend. De voorlopige resultaten o.a. in de Biesbosch wijzen wel op een grote mate van voorkoming van schaden, mede als gevolg van een blijvende concentratie van dieren in de kerngebieden en weinig verbreiding naar schadegevoelige gebieden. Een voordeel van deze bestrijdingsvorm is de verwachte inperking van ecologische effecten. Vanwege de vele nog onduidelijke aspecten zal in eerste instantie deze bestrijdingsstrategie een experimenteel karakter hebben en gepaard moeten gaan met begeleidend onderzoek, zoals voorgesteld onder 8.2.3.

Organisatie en uitvoering

Zie A

Kosten

De kosten zullen mogelijk een factor twee bedragen van A en inclusief een beperkt jaarlijks onderzoeksbudget van ca. fl 50.000 uitkomen op ca. fl 400.000.

C Consolidatie en terugdringing van de populaties tot in kerngebieden.

Overweging

In vergelijking met B wordt de bestrijding uitgebreid met een intensieve bestrijding en voortdurende controle in de kerngebieden, zoals de uitgestrekte rietvegetaties en moerasgebieden. Uitbreiding van de populaties moet daarmee worden tegengegaan. De verspreiding kan mogelijk zelfs worden ingedamd en teruggedrongen. Schade, overlast en ecologische effecten worden tot een minimum teruggebracht. De uitvoering is vergelijkbaar met die welke momenteel, in 2000, wordt toegepast. Ook bij uitvoering van deze strategie bestaan nog vele onduidelijkheden over het verband tussen de mate van inspanning en het succes.

Organisatie en uitvoering

Zie A

Kosten

Voorlopig wordt uitgegaan van de jaarlijkse kosten van vier bestrijders met begeleidende coördinatoren van ca. fl 450.000. Daarbij komen dan nog de kosten van het stafbureau dat wordt geschat op fl 75.000. Dit alles exclusief het noodzakelijk geachte begeleidende onderzoek, waar voor jaarlijks toch wel een bedrag van fl 50.000-100.000 zal moeten worden uitgetrokken.

8.3 Discussie en aanbevelingen

De belangrijkste kenmerken van de hier voorgestelde bestrijdingsstrategieën zijn in het kort samengevat in tabel 11. De inzet van mankracht en de kosten kunnen slechts indicatief worden aangegeven, aangezien de periodiciteit van de aantallen aanwezige beverratten onder invloed van het optreden van strenge winters ook periodiek wisselende inspanningen vragen. Bovendien zijn er bij een aantal bestrijdingswijzen nog volstrekt onduidelijke verbanden tussen de mate van inspanning en succes.

Voldoende draagkracht en acceptatie voor de bestrijding zal in belangrijke mate worden verworven door bijna uitsluitend gebruik te maken van de dagelijks te controleren, levend vangende vangkooien. Dode bijvangsten en andere risico's van voorheen veel toegepaste bestrijdingsmiddelen, zoals klemmen en geweer, zullen uitzonderlijk zijn, terwijl de doelmatigheid zal kunnen toenemen. Voorlichting blijft noodzakelijk om vernieling van de niet altijd te verstoppende vangkooien te voorkomen.

Bij de voorstellen tot bestrijding wordt verondersteld dat het risico's en het optreden van schade tot een aanvaardbaar niveau kan worden teruggebracht. Het is daarbij moeilijk om een goede kosten-baten analyse door te voeren, aangezien de potentiële schade zonder bestrijding niet goed is in te schatten. Periodiek bij een forse uitbreiding van de beverrattenpopulaties zou de vraat aan enkele favoriete landbouwgewassen een miljoen gulden al snel te boven kunnen gaan (tabel 9). Hierbij is dan geen rekening gehouden met vraat aan andere gewassen, het optreden van graafschade aan oeverskanten, gevaar voor dijkdoorbraken en ecologische effecten.

Er zullen zich ook in de nabije toekomst strenge winters voordoen, waarin de beverratten slechts geringe overlevingskansen hebben. Het voordeel van een structurele bestrijding is dan de aanwezigheid van een bestrijdingscapaciteit. Deze kan aan het eind van zo'n winterperiode en direct daarna ingezet worden om de weinige overlevende dieren te bestrijden, waardoor herstel van de populaties niet meer kan optreden. Het is daarom aan te bevelen om de mogelijkheden voor vrijlatingen en ontsnappingen van beverratten uit collecties in gevangenschap te minimaliseren, waardoor overgegaan kan worden op de minder inspanning vergende bestrijding langs de landsgrenzen in Limburg (8.2.3).

Gelet op het functioneren in het verleden en waarnemingen over de huidige bestrijding zou de beverrattenbestrijding een zelfstandig opererende organisatie en management behoeven. Het grootste probleem bij een structurele bestrijding is dan de periodiek variabele inzet, afhankelijk van het optreden van de aantallen beverratten. Voor het management wordt voorgesteld om dit onder te brengen bij een onderzoeksinstelling. Voor de bestrijding zelf lijkt het voor de hand liggend om de vereiste mankracht in te huren bij de organisaties die belast zijn met de muskusrattenbestrijding. De vereiste expertise ligt daarbij in het verlengde van de bestrijding van muskusratten, er is een landelijke coördinatie aanwezig en ook deze organisaties hebben te maken met regionaal en periodiek variabele inzet. Andere mogelijkheden zijn bijvoorbeeld inschakeling van gemeentelijke bestrijdingsdiensten en particuliere organisaties die op dit terrein actief zijn.

Een andere post, die hier slechts indicatief is aangegeven, is het noodzakelijk geachte begeleidende onderzoek om de bestrijding zo effectief mogelijk te kunnen sturen (tabel 11). Om de intensiteit en uitvoering van de bestrijding steeds zo goed mogelijk te laten afstemmen op de doelstelling is, naar Engels voorbeeld, voortdurend kennis over bestrijding en resultaat noodzakelijk. Deze informatie kan worden verkregen uit notities van bestrijders over werkwijze en vangsten en uit onderzoek van gedode dieren op leeftijd, sekse, reproductie en conditie. Deze gegevens zullen door een nog nader te ontwikkelen populatiemodel moeten kunnen worden verwerkt tot betrouwbare informatie over de te sturen bestrijdingsinzet. Daarnaast zal dit model inzicht moeten kunnen verschaffen over effecten op de populatie van bestrijdingsintensiteit en het heersende winterse klimaat. In zekere zin is een andere vorm van begeleidend onderzoek de voortdurende aftasting naar mogelijkheden voor verbeterde bestrijdingsmiddelen en preventie van schade.

Tabel 11 Beknopt overzicht van de belangrijkste kenmerken van de voorgestelde bestrijdingswijzen van de beverrat, inclusief de jaarlijks te verwachten kosten.

Strategie	Doel	Inspanningen structureel	Kosten	Onderzoek begeleidend	Populatie ontwikkeling	Nadeel
8.2.2 Particulier	schaden/kosten bij grondeigenaren	geen	f 0	p.m	onduidelijk natuurlijk	geen controle gekrakeel
8.2.3 Ultroeiling	Nederland beverrat vrij	aanv. hoog later gering	f 1.200.000 f 125.000	f 100.000	geen	stringente voorwaarden
8.2.4 A. Schadepreventie	schadebeperking	gering variabel	f 200.000	p.m	beperkt natuurlijk	geen voorkoming schade
8.2.4 B. Schadepreventie en populatiereductie	schadevoorkoming	matig variabel	f 350.000	f 50.000	beperking dichtheid	verspreiding onduidelijk
8.2.4 C. Consolidering en terugdringing	beperking verspreiding beverrat	hoog variabel	f 525.000	f 50.00-100.000	beperking verspreiding	onduidelijk verband inspanning-succes

9 Slotconclusies en aanbevelingen

9.1 Conclusies

- Ontsnappingsen, vrijlatingen, jacht, bestrijding, intolerantie en het optreden van strenge winters bepalen in belangrijke mate het voorkomen van de beverrat in ons land.
- De recente uitbreiding van de beverratpopulaties langs de Maas, Waal en Grevelingen, waarbij in 1999 rond 3200 beverratten werden bemachtigd, kwam tot stand door de vestiging van kerngebieden, buiten Midden-Limburg, zoals in de Biesbosch, en een ontoereikende bestrijding met beperkte inzet van mankracht en vangmiddelen.
- De leeftijd van de bij de bestrijding gedode beverratten kon worden bepaald aan de hand van het aantal jaarringen in de premolar. Voor dieren jonger dan één jaar bestond er een significant verband tussen romplengte en leeftijd in maanden.
- De gemiddelde leeftijd van alle dieren bedroeg 1,16 jaar. De beverratten uit Limburg waren daarbij aanzienlijk ouder dan die uit de Biesbosch. In de Biesbosch was het oudste dier 5 jaar en in Limburg 12 jaar.
- Van de volgroeide dieren wogen de mannetjes gemiddeld $6,4 \pm 1,1$ kg en de vrouwtjes $5,8 \pm 1,0$ kg. De gemiddelde romplengte van mannetjes en vrouwtjes bedroeg $57,6 \pm 3,2$ cm.
- Het jongste reproductieve wijfje was 5 maanden en het jongste mannetje 3 maanden oud.
- Het grootste aantal embryo's bedroeg 12. Het gemiddelde aantal levensvatbare embryo's was $6,2 \pm 2,1$. De vrouwtjes jonger dan één jaar hadden gemiddeld minder embryo's dan oudere vrouwtjes.
- Van de onderzochte vrouwtjes bleek 73,6 % drachtig te zijn.
- In de Biesbosch was ca. 20 % van de gevangen beverratten grijsbruin van kleur en in Noord-Limburg, was eveneens ca. 20 % van de dieren grijsbruin en ca. 10 % zwart gekleurd. In de reeds lange tijd overlevende populatie in Midden-Limburg waren deze kleurvarianten praktisch verdwenen.
- Op grond van leeftijdsopbouw en de aanwezigheid van kleurvarianten kunnen sub-populaties worden onderscheiden: de populaties in de Biesbosch, Grevelingen en Noord-Limburg stammen af van in de jaren tachtig en negentig vrijgelaten dieren. De traditionele populaties in Midden-Limburg worden voortdurend gevoed door instroom van beverratten uit de aangrenzende stroomgebieden van Swalm en Roer.
- Bij de bestrijding worden significant meer mannen dan vrouwen gevangen en slechts een gering aantal jonge dieren.
- Er leken geen grote verschillen in vangkans per vangnacht tussen de grote conybearklemmen en de levend vangende vangkooien. Vooral met de klemmen werden weinig jonge dieren gevangen. De bestrijding met klemmen betekent een

risico voor de vangst van niet-doelsoorten, waaronder huisdieren, das, steenmarter, bever en otter

- Beverratten komen in alle wateren voor, maar hebben een voorkeur voor moerasgebieden, rietvegetaties en wateren met brede oevervegetaties. De dichtheden in moerasgebiedjes bedroegen 0,7–3,0 stuks per ha.
- Simulaties en gevoeligheidsanalyses met een populatiedynamisch model bevestigden de grote gevoeligheid van de populaties voor relatief kleine veranderingen in sterfte en in de frequentie van voorkomen van strenge winters. Deze factoren bleken mede verantwoordelijk voor de grote dynamiek in het verloop van de aantallen.
- Tijdens strenge winters met lange vorstperioden hebben de beverratten in ons klimaat beperkte overlevingskansen, maar het is de verwachting dat de dieren zich ook in de noordelijke delen van ons land kunnen handhaven. Periodiek kunnen de populaties zich uitbreiden, waarbij het om een kleine 40.000 dieren zou kunnen gaan.
- Volgens een moerasscenario zou de potentiële vraatschade aan enkele landbouwgewassen in ons land kunnen oplopen tot ruim 1,5 miljoen gulden.
- De relatief lage dichtheden, de periodiciteit van de aantallen en het beperkte verspreidingsgebied zijn van grote invloed geweest op de tot nu toe opgetreden geringe omvang van vraatschade, risico's bij graverij aan oeverskanten, effecten op inheemse flora en fauna en de geringe belasting van de dieren met parasieten en overdraagbare ziekteverwekkers.

9.2 Aanbevelingen

9.2.1 Bestrijding

Jacht, intolerantie en de georganiseerde bestrijding hebben in belangrijke mate het voorkomen van de beverrat in ons land beperkt. Ter voorkoming en beperking van risico's en schade wordt een aantal meer structurele bestrijdingswijzen voorgesteld met verschillende doelstellingen, bestrijdingsintensiteit en jaarlijkse kosten, te weten:

Particuliere bestrijding; kosten p.m.

Uitroeijing; kosten aanvankelijk f 1.200.000, later beperkt tot f 125.000.

Schadepreventie; kosten f 200.000.

Schadepreventie met populatiereductie; kosten f 350.000.

Schadepreventie met consolidering en terugdringing van de populaties; kosten f 525.000.

Afgezien van de optie voor een particuliere bestrijding, waarbij de grondeigenaren de kosten van schade en bestrijding dragen, zal de georganiseerde bestrijding een eigen verantwoording en management dienen te krijgen. Vanwege de flexibiliteit en de te verwachten periodiciteit van de aantallen zal bij voorkeur dit management worden ingehuurd bij een grote onderzoeksinstelling en de bestrijders bij de verschillende muskusrattenbestrijdingsdiensten. Het voordeel van de aanwezigheid van een structurele bestrijdingseenheid is daarnaast, dat wanneer zich een strenge winter

voordoet deze bestrijdingscapaciteit snel kan worden ingezet om de overlevende dieren te bestrijden. Herstel van de populaties kan daarmee worden beperkt tot het gebied in Midden-Limburg langs de Roer, waar een permanente bestrijdingsinspanning moet voorkomen dat de beverrat zich weer over ons land zal verbreiden. Het is daarnaast van groot belang dat het vrijkomen van beverratten uit collecties in gevangenschap in de toekomst wordt voorkomen.

9.2.2 Onderzoek

Om de bestrijding zo effectief mogelijk te kunnen aansturen, is begeleidende onderzoek, naar Engels voorbeeld, aan te bevelen. Daarbij zal de intensiteit en uitvoering van de bestrijding steeds zo goed mogelijk moeten worden afgestemd op de doelstelling. De benodigde informatie, die kan worden verkregen uit de vanggegevens, zal in een nog te ontwikkelen populatiemodel moeten worden verwerkt tot betrouwbare informatie over de te sturen bestrijdingsinzet, ook bij het heersende winterse klimaat.

Naast begeleidend onderzoek is het gewenst om ook onderzoek van meer algemene aard uit te voeren. Om de bestrijdingsstrategie goed te kunnen afstemmen op de te verwachten problemen is een goed inzicht nodig over het functioneren van beverratpopulaties in ons land. Het verdient daarom aanbeveling om bijvoorbeeld in één of twee referentiegebieden zonder bestrijding de populatie over een lange periode te bestuderen en om de mogelijke effecten op de leefomgeving en op de inheemse flora en fauna vast te stellen. Het strekt verder tot aanbeveling om enkele afzonderlijke beverratkolonies intensief te onderzoeken voor speciale doelstellingen. Het kan daarbij gaan om bijvoorbeeld onderzoek naar de reactie op bepaalde nog uit te testen bestrijdingsmethoden, op preventieve maatregelen ter voorkoming van schaden, op verjaging, op predatie of om de omstandigheden waaronder schade optreedt te bestuderen.

Literatuur

- Abbas, A. 1988. Impact du ragondin sur une culture de maïs dans le Marais Poitevin (France). *Acta Oecologica Oecologia Applicata* 9: 173-190.
- Akkermans, R. 1989. Van moerasbever tot beverrat. *Argus* 84: 15-16.
- Anonymus 1995a. Nutria's nemen zu! Jahresbericht Pflanzenschutzamt Hannover 1994 en Jahresbericht des Landesbeauftragten für Bisambekämpfung Westfalen-Lippe. 2 p.
- Anonymus 1995b. Nutria contra Elbebiber. *Die Pirsch* 6: 22-23.
- Baker, S.J. & C.N. Clarke 1988. Cage trapping coypus on baited rafts. *Journal of Applied Ecology* 25: 41-48.
- Boorman, L.A. & R.M. Fuller 1981. The changing status of reedswamp in the Norfolk Broads. *Journal of Applied Ecology* 18: 241-269.
- Borgnia, M., M.L. Galante & M.H. Cassini 2000. Diet of the coypu (nutria, *Myocastor coypus*) in agro-systems of Argentinean pampas. *J. Wildl. Manage.* 64: 354-361.
- Brink, F. van den & G van der Velde 1998. Zoetwater-exoten in Nederland: aanwinst of verstoring? *De Levende Natuur*, 99 (1): 23-31.
- Carter, J., A. Lee Foote & L. A. Johnson-Randall 1999. Modeling the effects of nutria on wetland loss. *Wetlands* 19: 209-219.
- Chabreck, R.H. & J.A. Nyman 1995. Environmental assessment of alternatives for controlling nutria damage in the drainage canal system of Jefferson Parish. <http://204.27.76.110/jp2/departments/nutria.htm>: 2 p.
- Cornelissen, P. & J.T. Vulink 1996. Grote herbivoren in Wetlands. *Flevobericht* 399, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- D 'Adamo, P., M.L. Guichon, R.F. Bo & M.H. Cassini 2000. Habitat use by coypu *Myocastor coypus* in agro-systems of the Argentinean pampas. *Acta Theriologica* 45: 25-33.
- Delécole, J.P. 1981. Le ragondin et la douve. *Bulletin Mensuel de la Société Vétérinaire Pratique de France* 65: 391-392.
- Doncaster, C.P. & T. Micol 1988. Comparison of three absolute estimates of coypu abundance from cage trapping. *Acta Oecologica* 9: 89-99.
- Doncaster, C.P. & T. Micol 1989. Annual cycle of the coypu populations: male and female strategies. *Journal Zoology, London* 217: 227-240.
- Doncaster, C.P. & T. Micol 1990. Response by coypus to catastrophic events of cold and flooding. *Holarctic Ecol.* 13: 98-104.
- Ehrlich, S. 1962. Experiment on the adaptation of nutria to winter conditions. *Journal of Mammalogy* 43: 418.
- Ehrlich, S. 1969. Zur Verhaltensweise von Sumpfbibern (*Myocastor coypus*) insbesondere zur Besiedlungsdichte und deren Selbstregulierung. In: *Diss. Justus Liebig-Universität, Gießen*.
- Ellis, E.A. 1963. Some effects of selective feeding by the coypu on a vegetation of Broadland. *Transactions of the Norfolk and Norwich Naturalists' Society* 20: 32-35.
- Fey, D. 1993. Beverratten in de Biesbosch. *Zoogdier* 2 (4): 4-6.

- Fowler, C.W. 1981. Density dependence as related to life history strategy. *Ecology* 62: 602-610
- Fowler, C.W. 1987. A review of density dependence in populations of large mammals. *Current Mammalogy* 1: 401-441.
- Giessen, van der J.W.B., Y. Rombout, L. Limper, A. van der Veen, C. Moolenbeek, H. Franchimont & W. Homan 1998. The presence of *Echinococcus multilocularis* in the red fox in The Netherlands. RIVM-report 258725 001, Bilthoven.
- Gilpin, M.E. & M.E. Soulé 1986. Minimum viable populations : processes of species extinction. In: M.E. Soulé (ed). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland Massachusetts: 19-34.
- Gosling, L.M. 1981. The role of wild plants in the ecology of mammalian crop pests. In: J.M. Thresh (ed). *Pests pathogens and vegetation*. Pitman & sons, London: 341-364.
- Gosling, L.M. & S.J. Baker 1989. The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biological journal of the Linnean Society* 38: 39-51.
- Gosling, L.M. & S.J. Baker 1991. Coypu *Myocastor coypu*. In: G.B. Corbet & S. Harris (eds). *The handbook of British mammals*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 267-277.
- Gosling, L.M., L.W. Hudson, & G.C. Addison 1980. Age estimation of coypus (*Myocastor coypus*) from eye lens weight. *J. Appl. Ecol.* 17: 641-647.
- Guillou, Y. & G. Manificier 1998. Impact du ragondin sur les levées de la Loire. *Phytoma: la Défense des Végétaux* no 508: 8-12.
- Habekotté, B. 1997. Vortex voor Windows. A stochastic simulation of the extinction process. Van Hall Instituut, Leeuwarden. 211 p.
- Harris, R.B. , T.W. Clark & M.L. Shaffer 1989. Extinction probabilities for isolated black-footed ferret populations. In: U.S.Seal, E.T. Thorne, M.A. Bogan & S. H Anderson (eds). *Conservation Biology and the black-footed ferret*. Yale University Press, New Haven.
- Hendrix, T. 1986. Beverratproblematiek in Nederland. Onderzoek naar de verspreiding van de beverrat en de factoren die daarop van invloed zijn. Stageverslag. Directie Natuur, Milieu en Faunabeheer van het Ministerie van Landbouw en Visserij, den Bosch. 72 p.
- Keustermans, J. 1989. Meldingen en vangsten van beverratten in 1987 en 1988. Interne rapportage Muskusrattenbestrijding Noord-Brabant: 2 p.
- Keustermans, J. 1997. Beverratten in Zuid-Oost Brabant. Muskusrat en beheer 17: 7-8.
- Kik, P. 1977. Verspreiding, homerange, voedsellokalisatie en voortplanting van de beverrat in Nederland, in relatie tot de schadelijkheid. Doctoraalverslag. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem. 33 p.
- Kik, P. 1980. De beverrat, *Myocastor coypus* (Molina), in Nederland. II. Reproductie, home range en voedsellokalisatie. *Lutra* 23: 55-64.
- King, S.L., B.D. Keeland & J.L. Moore 1998. Beaver lodge distribution and damage assessments in a forested wetland ecosystem in the southern United States. *Forest Ecology and management* 108; 1-7.

- Klemann, N. 1999. Das 'Europareservat Rieselfelder Münster' als Habitat der allochthonen Nutria. Third International Symposium Semiaquatic Mammals, Osnabrück: 21.
- Koenders, J.W. 1994. De Nederlandse nutria-populatie langs de Roer voor en na de winter 1962-1963. Rat en Muis 12: 9-13.
- Königsfeld, Th., M. Stubbe & D. Heidecke 1999. Nutzung verschiedener Uferstrukturen durch die Nutria in Mitteldeutschland. Third International Symposium Semiaquatic Mammals, Osnabrück: 22.
- Körner, E. 1987. Sumpfbiber. In: K. Gabrisch & P. Zwart (eds). Krankheiten der Wildtiere. Schlütersche, Hannover: 153-172.
- Lacy, R.C. 1987. Loss of genetic diversity from managed populations. Interacting effects of drift, mutation, selection and population subdivision. Cons. Biol. 1: 143-158.
- Lacy, R.C., K.A. Hughes & P.S. Miller 1995. Vortex: a stochastic simulation of the extinction process. Version 7 Users manual. IUCN, SCC CBSG, Apple Valley USA.
- Lensink, R. 1998. Gevleugelde exoten, vloek of zegen? De Levende Natuur, 99 (1): 6-12.
- Linscomb, G. & N. Kinler 1997. A survey of vegetative damage caused by nutria herbivory in the Barataria and the Terrebonne Basin. Barataria-Terrebonne National Estuary Program. Nichols State University, Thibodaux. LA., U.S.A.
- Litjens, E.E.J. 1980. De beverrat in Nederland. Lutra 23: 43-53.
- Litjens, E.E.J. 1984. De beverrat in Nederland. Lutra 27: 207.
- Luit, van der M. 1977. Enige ekologische aspecten van de beverrat (*Myocastor coypus*) in Nederland met betrekking tot een juist beheer. Doctoraalverslag. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem. 79 p.
- Maaskamp, F. 1976. Het voorkomen van de maagworm *Graphidium strigosum* en de leverbot *Fasciola hepatica* en enige gegevens mbt de voortplanting in de winter 1974-1975 bij de beverrat (*Myocastor coypus*) in Nederland. Intern rapport. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- MacNab, J. 1985. Carrying capacity and related slippery shibboleths. Wildl. Soc. Bull. 13: 403-413.
- Maessen, J. 1985. De beverrat. Muskusrat en beheer 5: 28-33.
- Maessen, J. 1993. Bestrijding tijdens hoog water. Muskusrat en beheer 13: 7-10.
- Maessen, J. Zonder jaar. Persoonlijke notities en commentaren over vangsten en aantallen beverratten in Midden-Limburg in de periode 1980-1995.
- Miura, S. 1985. Cementum layers as an age criterion in Nutria, *Myocastor coypus*. J. Mamm. Soc. Japan 10: 205-207.
- Niewold, F.J.J. 2000. Oeverbewonende zoogdieren in perspectief; status en kansen. Alterra-rapport. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. In prep.
- Niewold, F.J.J. & A.T. Kuiters 1998. Ontwikkelingen bij de bestrijding van muskusratten en beverratten: groeiende bezorgdheid over effectiviteit, efficiëntie en bijvangsten. Notitie. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 9 p.

- Niewold, F.J.J. & D.R. Lammertsma 2000. Ruim 10 jaar bevers in de Biesbosch. Alterra-rapport 015. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. 69 p.
- Norris, J.D. 1967. The control of coypus bij cage trapping. *Journal of Applied Ecology* 4: 167-189.
- Nolet, B.A. & J.M. Baveco 1996. Development and viability of a translocated beaver *Castor fiber* population in the Netherlands. *Biol. Cons.* 75: 125-137.
- Olech, W. 1989. The participation of ancestral genes in the existing population of European bison. *Acta Theriologica* 34: 397-407.
- Prins, H.H.T. 1998. Sterfte van runderen in natuurgebieden. *Levende Natuur*:108-114.
- Provincie Noord-Brabant 2000. Jaarverslag Muskusrattenbestrijding 1999. 24 p.
- Reed, J.M., D.M. Murphey & P.F. Brussard 1998. Efficacy of population viability analysis. *Wild. Soc. Bull.* 26: 244-251.
- Ralls, K., J.D. Ballou & A. Templeton 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Cons. Bio.* 2: 185-193.
- Reggiani, G. 1999. Myocastor coypus. In: *The Atlas of European mammals*. A.J. Mitchell-Jones et al. (eds). Academic Press London; 310-311.
- Reggiani, G., L. Boitani & R. De Stefano 1995. Population dynamics and regulation in the coypu Myocastor coypus in central Italy. *Ecography* 18: 138-146.
- Reggiani, G., L. Boitani, S. D' Antoni & R. De Stefano 1993. Biology and control of the coypu in the mediterranean area. *Suppl. Ric. Selvaggina XXI*: 67-100.
- Schwartz, O.A., V.C. Bleich & S.A. Holl 1986. Genetics and the conservation of mountain sheep *Ovis canadensis nelsoni*. *Biological Conservation* 37: 179-190.
- Scott Mills, L. & P.E. Smouse 1994. Demographic consequences of inbreeding in remnant populations. *Am. Nat.* 144: 412-431.
- Soulé, M.E. 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stubbe, M. & F. Krapp 1984. Myocastor coypus (Molina, 1782)- Nutria. In: J. Niethammer & F. Krapp (eds). *Handbuch der Säugetieren Europas*. Band 2/I. Rodentia II. Akademisch Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Vanacker, S. & K. van Looy 2000. De beverrat aan de Grensmaas. Jaarboek (Vlaams) Limburgse Koepel voor Natuurstudie (LIKONA). In prep.
- Veronese, F. 1997. L'impiego di recinti elettrici per prevenire i danni da nutria. *Imformatore Agrario* 53: 73-74.
- Verkaik, A.J. 1991. Verspreidings- en verplaatsingspatronen van muskusratten in Flevoland. RIN-rapport 91/12. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 79 p.
- Weisz, M. & K. Joosten 1992. Manifest 'Bedreigingen en kansen voor zoogdieren in wetlands'. Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Utrecht. Mededeling 8. 19 p.
- Willner, G.R., K.R. Dixon & J.A. Chapman 1983. Age determination and mortality of the nutria in Maryland, U.S.A. *Zeitschrift Säugetierkunde* 48: 19-34.
- Willner, G.R., J.A. Chapman & D. Pursley 1979. Reproduction, physiological responses, food habits and abundance of nutria on Maryland marshes. *Wildl. Monogr.* 65: 1-43.

- Worbes, H., K.H. Schacht & J. Eckert 1989. *Echinococcus multilocularis* bei einem Sumpfbiber. *Angewandte Parasitologie*. 30: 161-165.
- Wijlaars, L.C. & R. Hoeve 1992. Beverrat. In Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen redactie. *Atlas van de Nederlandse zoogdieren*. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht: 315-321

Bijlage 1 De parameterwaarden van het basisscenario voor een populatie beverratten

Er is zo veel mogelijk gebruik gemaakt van de gegevens, zoals die in deze studie werden verzameld. Wanneer onvoldoende gegevens aanwezig waren is gebruik gemaakt van literatuuropgaven.

In alle simulaties werden 100 iteraties (populaties) gebruikt (o.a. Lacy et al. 1995) en de simulatieperiode bedroeg 100 tijdstappen (36 jaar).

Life history

De parameters die hier ingevoerd moeten worden zijn: minimum en maximum leeftijd van migratie, minimum leeftijd van voortplanting en maximum leeftijd.

De minimum leeftijd van voortplanting wordt gedefinieerd als de mediane leeftijd waarop de eerste jongen worden geboren. Volgens Stubbe & Krapp (1984) zijn mannetjes en wijfjes na 5-6 maanden geslachtsrijp. Bij onderzoek van vangsten uit Midden-Limburg van 1969 - 1977 was het kleinste geslachtsrijpe wijfje 61 cm (kopstaart) met een geschatte leeftijd van 2-4 maanden en het kleinste mannetje 72 cm (5,5-6 maanden) (Kik 1980). In onze studie was het kleinste reproductieve wijfje eveneens 61 cm (40 cm romplengte), maar de leeftijd kon nu worden geschat op 5 maanden (fig. 2).

De draagtijd bedraagt ca. 130 dagen (van der Luit 1977). De minimale leeftijd van de vrouwtjes bij de eerste worp zal dan op 9 – 10 maanden uitkomen. Als mediane leeftijd wordt 8,6 maanden, overeenkomend met twee tijdstappen, aangehouden.

Bij de berekeningen door het model VORTEX wordt aangenomen dat dieren gedurende hun gehele levenscyclus reproduceren (Lacy et al 1995). Beverratten kunnen 12 jaar worden , maar onduidelijk is of ze op hoge leeftijd zich nog voortplanten (Stubbe & Krapp 1984). Het oudste dier dat in ons land werd gevangen was eveneens 12 jaar, maar niet meer reproductief vanwege een slechte conditie. Daarom wordt 11 jaar (30 tijdstappen van 4,3 maanden) aangehouden als maximale leeftijd.

Reproductie

De parameters die hier ingevoerd moeten worden zijn: het voortplantingssysteem, sexratio bij geboorte, maximale worpgrootte, verdeling van de worp naar grootte en het percentage mannetjes dat zich jaarlijks voortplant.

Beverratten hebben een polygyn reproductiesysteem (Stubbe & Krapp 1984).

De draagtijd bedraagt 130 dagen. Beverratten kunnen direct weer drachtig worden, waardoor ze 2,8 maal per jaar kunnen werpen (Kik 1980; Stubbe & Krapp 1984).

Ongeveer 75% van de wijfjes is drachtig.

Voor de sexratio bij geboorte wordt uitgegaan van 1:1 (Stubbe & Krapp 1984).

Er wordt gekozen voor een normale verdeling van de worpgrootte, overeenkomstig de sectiegegevens (fig. 4), bij een gemiddelde van $6,2 \pm 2,1$.

Over de milieuvariatie (EV) voor de reproductie is niets bekend. Het effect van strenge winters wordt daarbij in het optreden van catastrofes verwerkt. De defaultwaarde van 10% wordt aangehouden, waarbij kan worden opgemerkt dat variatie in EV geen grote effecten op de uitkomsten van de simulaties heeft.

De mannetjes worden in VORTEX ieder jaar at random verdeeld over de reproducerende groep, terwijl in werkelijkheid sommige mannen zich vaker zullen voortplanten dan anderen. Dit betekent dat de afname van genetische variatie minder snel verloopt dan in werkelijkheid het geval is. Gekozen werd voor deelname van alle mannetjes aan de voortplanting.

Dichtheidsafhankelijkheid in reproductie

In VORTEX kan de dichtheidsafhankelijkheid niet alleen bij de sterfte, maar ook voor het percentage vrouwtjes dat deelneemt aan de reproductie worden gemodelleerd volgens de curve met de formule:

$$P(N) = [P_0 - ((P_0 - PK) \times (N/K)^B)] \times N / (N + A)$$

- P(N) = het aantal vrouwtjes in de populatie;
- P₀ = het % vrouwtjes dat zich voortplant bij lage dichtheid;
- PK = het % vrouwtjes dat zich voortplant bij de maximale draagkracht K van het gebied;
- A = de Allee-effect parameter, die bij zeer lage dichtheden kan optreden;
- B = de dichtheidsafhankelijke exponent.

Voor de grote, langzaam groeiende soorten die sterk afhankelijk zijn van hulpbronnen, geldt dat dichtheidsafhankelijke effecten pas dicht bij K optreden (Fowler 1981). De beverrat echter exploiteert zijn hulpbronnen volledig zonder afremming van de aantalontwikkeling (Ehrlich 1969). Er treedt dus geen dichtheidsafhankelijke reactie op voor de reproductie bij een limiterend voedselaanbod. Beverratten kunnen hun eigen habitat volledig verwoesten volgens het principe 'eating out'. Volgens Reggiani et al (1995) zou het aantal vrouwtjes dat drachtig wordt wel door hoge dichtheden negatief worden beïnvloed, terwijl dan tevens sterfte onder pas geborene zou toenemen. Bij de simulaties wordt echter geen dichtheidsafhankelijkheid voor de reproductie verondersteld.

Genetica

Wanneer er geen natuurlijke selectie, mutaties en migratie optreden dan zal in kleine populaties snel van een genetic drift sprake zijn (Lacy 1987). Wanneer binnen de populatie de homozygotiegraad toeneemt, kan dit leiden tot een verhoogde sterfte en een verlaagde voortplanting (inbreeding depression). Veel zoogdiersoorten, zoals o.a. de wisent (*Bison bonasus*) zouden van dit inteeltverschijnsel geen last hebben (Ralls et al 1988; Olech 1989). Een aantal van 50 dieren is volgens Soulé (1987) in het algemeen voldoende om genetische erosie te voorkomen. Omdat in pelsdierkwekerijen nauw wordt geselecteerd en de vrijlevende populaties hiervan afstammen en door strenge winters voortdurend worden teruggeworpen tot kleine aantallen, is het de verwachting dat de heterozygotiegraad onder de beverratten in

ons land gering zal zijn. Er is verder geen informatie beschikbaar omtrent het optreden van een inbreeding depression bij de beverrat. Effecten van inteelt worden daarom bij de simulaties niet meegenomen.

Sterfte

De jaarlijkse sterfte kan in VORTEX voor beide seksen per leeftijdsklasse worden gedefinieerd. Daarnaast kan gedifferentieerd worden naar hoge en lage dichtheden. De leeftijdsklassen worden als volgt gehanteerd: juveniel 0-1 tijdstappen, subadult 1-2 tijdstappen, adult > 2 tijdstappen van 4,3 maanden.

Willner et al. (1983) konden een life-table samenstellen op basis van 604 veldvangsten en 544 gemerkte dieren in Maryland (V.S.). Daarmee kon de jaarlijkse sterfte per leeftijdsklasse worden geschat. Uitgaande van 2,76 worpen per jaar voor wijfjes >1 jaar, 1,38 worpen per jaar voor wijfjes <6 maand, 35,1% van de wijfjes niet drachtig en 9,8% resorptie van de embryo's, betekende dit een jaarlijkse sterfte in de jaarklasse 0-1 jaar van 79,4%, 1-2 jaar van 58,9%, 2-3 jaar van 63,3% en 3-4 jaar van 3,1%. Dit sterftepatroon is typisch voor een r-soort met korte levensverwachting: een hoge sterfte en een vroege geslachtsrijpe leeftijd. In Maryland werden de beverratten bejaagd voor hun pels, waarbij de gemiddelde leeftijdsverwachting 2,5 jaar bedroeg. Als complicerende factor waren de werkelijke populatiegroottes onbekend. De sterfte onder de jonge beverratten was de eerste 3 weken na de geboorte ca. 20% (Stubbe & Krapp 1984). Zowel volgens Ehrlich (1969) als volgens Reggiani et al. (1995) zou de sterfte onder de beverratten bij verschillende dichtheden constant zijn en dus niet dichtheidsafhankelijk.

Onduidelijk is in hoeverre de sterfte door menselijke ingrepen binnen de marges van de natuurlijke sterfte valt. Wanneer de populaties de natuurlijke draagkracht van de leefgebieden bereiken dan zal de antropogene sterfte mogelijk voor een deel de natuurlijke sterfte door dichtheidsafhankelijke effecten vervangen (MacNab 1985). Een betrouwbare parameterisatie van de sterftekansen van beverratten bij toenemende dichtheid is dan ook niet mogelijk, wanneer alleen gebruik wordt gemaakt van sterftepercentages per leeftijdsklasse uit een bejaagde populatie. Dit geldt tevens voor de gevonden leeftijdsopbouw van de gevangen beverratten in deze studie.

Samenvattend wordt bij de simulaties over een tijdvak van 4,3 maanden, bij een jaarlijkse sterfte van 79,4%, voor de juvenielen, de sterfte geschat op 50%. De sterftekans voor subadulten wordt op 30% en voor adulten op 20% geschat. De milieuvariatie (EV) voor de sterfte bedraagt meestal 10-20% (Lacy et al. 1995). Deze milieuvariatie heeft bij lage dichtheden weinig effect op diersoorten met een opportunistische en generalistische levenswijze, zoals de beverrat. Ook hier werd weer voor het model voor de defaultwaarde van 10% gekozen.

Draagkracht

De maximaal gevonden dichtheden lopen uiteen van ca. 0,5 - 45 per ha met een gemiddeld maximum van ca. 4-5 in de gematigde klimaatzone (Stubbe & Krapp 1984; Ehrlich 1969; Reggiani et al. 1993; 4.3).

De Biesbosch is ca. 10.000 ha groot (Nolet & Baveco 1996) en zou dus theoretisch plaats bieden aan maximaal 5000 beverratten. Omdat de dieren alleen de rietmoerassen en open oevers begroeid met ruigtekruiden benutten, zal slechts een veel kleiner deel van het gebied worden bewoond (eigen waarnemingen). Als voorbeelddraagkracht voor de modelpopulatie wordt daarom een draagkracht van 500 dieren aangehouden.

Migratie

Volgens Gosling & Baker (1991) vertrokken 25% van de mannetjes en 6% van de vrouwtjes uit het geboortegebied over een afstand van gemiddeld 4 km met een maximum van 9 km. In de modelsimulaties wordt echter aangenomen dat emigratie = immigratie, dus in dit verband wordt uitgegaan van een gesloten populatie.

Catastrofe

Meerdere studies hebben het effect aangetoond van strenge winters op het voorkomen van beverratten door een verlaagd aantal drachtige dieren, resorptie van embryo's en zowel juveniele als adulte sterft (o.a van der Luit 1977; Willner et al. 1979; Doncaster & Micol 1990; Reggiani et al. 1995). Vooral de strenge winter van 1978-1979 bracht de verspreiding een grote klap toe: slechts rond de thermisch verontreinigde Roer kon een populatie zich handhaven (Litjens 1980). Prins (1998) vermeldt dat bij strenge tot extreem strenge winters de kans op het voorkomen van veesterfte in de Middeleeuwen in Nederland 50-100% bedroeg. Deze strenge winters kwamen van 1706 tot 1990 voor in 15,8% van de jaren. De kans op een catastrofe voor de beverrat wordt daarom gesteld op 16%. In een strenge winter sterft 70-90% van de populatie (Stubbe & Krapp 1984; Doncaster & Micol 1990). Gedurende strenge winters is 88% van de vrouwtjes niet drachtig (Reggiani et al. 1995). De jaarlijkse jongenproductie neemt af met 40%, van 12,39 naar 7,41 jongen per wijfje per jaar (Reggiani et al. 1993), maar ook in minder strenge winters vindt een reductie plaats met 25% (van 12,39 naar 9,2 jong per wijfje per jaar). De gemiddelde afname van de jongenproductie in de winter wordt derhalve op 70% gesteld, met een sterfte in de populatie van 80%.

Tabel. Parametervwaarden van het basisscenario voor simulaties met het populatiedynamische model VORTEX van een populatie beverratten in ons land (zie bijlage 1)

Parameter	Waarde
Time	100
Trials	100
♂♂ breeding age	2
♀♀ breeding age	2
Migration (jr)	-
Max. age	30
Breeding system	Polygyn
Max. littersize	12
Littersize distribution	Normaal
Littersize average	6,2 ± 2,1
Sexratio	50%
Mortality	Niet dichtheidsafhankelijk
Breeding	Niet dichtheidsafhankelijk
EV reproduction and survival	Gecorreleerd
Inbreeding depression	Nee
Breeding ♀♀	
♀ breeding	75%
Environmental Variation (EV)	10%
Breeding ♂♂	
% males in breeding pool	100%
Mortality %	♂♂ + ♀♀
Age 0-1	50%
Age 1-2	30%
Adult >2	20%
EV%	10%
Exponent of density dependence	-
Allee effect	-
Carrying capacity	500
EV	10%
Initial population size	45 (stable age distribution)
Catastrophe winter (p=15%)	
Mortality	80%
Reproduction decrease	79%

